

Riesgo de pérdida de nitratos por lixiviación en fertilizaciones nitrogenadas según manejo uniforme y sitio-específico del cultivo de maíz (*Zea mays* L.)

Tesis presentada para optar al título de Magister de la Universidad de Buenos Aires, Área Ciencias del Suelo

María del Pilar Muschietti Piana

Licenciada en Economía y Administración Agrarias - Universidad de Buenos Aires -
2006

Lugar de trabajo: Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes



Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires

COMITÉ CONSEJERO

Director de Tesis

Alicia Susana Urricariet

Ingeniera Agrónoma (Universidad de Buenos Aires)

Magíster Scientiae en Ciencias del Suelo (Universidad de Buenos Aires)

Consejero de Estudios

Pablo Ariel Cipriotti

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

Doctor en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

JURADO DE TESIS

Director de Tesis

Alicia Susana Urricariet

Ingeniera Agrónoma (Universidad de Buenos Aires)

Magíster Scientiae en Ciencias del Suelo (Universidad de Buenos Aires)

JURADO

Ricardo José Miguel Melchiori

Ingeniero Agrónomo (Universidad Nacional de Entre Ríos)

Magister Scientiae en Producción Vegetal (Universidad de Mar del Plata)

JURADO

Olga Susana Heredia

Ingeniera Agrónoma (Universidad de Buenos Aires)

Magister Scientiae en Ciencias del Suelo (Universidad de Buenos Aires)

Doctor (Universidad de Buenos Aires)

Fecha de defensa de la tesis: 3 de Octubre de 2012

DEDICATORIA

A Fran

A Vicky & Mily

A Tucho & Meimon

*“Eras como una sombra de las sombras que pasan
en mis noches eternas,
la esperanza de nunca y el ensueño de nada.
Y eres, como en un cielo
que se sueña y se canta,
-toda llena de luces y alumbrando por siempre-
una estrella en el alba”*

Víctor Juan Muschietti

"Ya se sabe que, cuanto más magnífica la posibilidad, menor la certeza y mayor la pasión"

Sigmund Freud

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer profundamente a mis directores -Susana Urricariet y Pablo Cipriotti- por la confianza depositada desde el primer día y por valorarme como persona. Ambos superaron todas mis expectativas y me motivaron a seguir avanzando, aún cuando tropezaba. Específicamente, a Susana, por acompañarme en todos y cada uno de los momentos a lo largo de estos años; y a Pablo, por su intenso apoyo, entusiasmo y su dedicación constante desde distintos puntos del globo.

A los Ing. Agrs. Gustavo Sznaider, Guillermo Mangas, Alfredo Bernardoni, y Cristian Varas por facilitarme el acceso al establecimiento.

A Néstor Iglesia y a Florencio, pues fueron más que manos muestreadoras en el campo.

A los Ing. Agrs. Mauricio Niborski y Fabio Solari por la participación en los experimentos a campo.

A los Ing. Agrs. Nicolás Gualano, Raúl Lavado, Helena Rimski-Korsakov, Carlos Scianca, Diego Cosentino y Flavio Gutiérrez Boem por sus sugerencias y aportes originales.

Quiero agradecer enérgicamente a cada uno de mis compañeros becarios de la Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, por la cálida compañía durante toda esta etapa transitada. Especialmente a María Florencia Varela, Agustina Branzini, Julia Cabello, Patricia Fernández, Gabriela Civeira, Mariana Fernández, Daniela Russi, María Caffaro, Esteban Mosso, Vanina Cosentino y a Cecilia Casas (IFEVA).

A mis familiares y amigos, que me brindaron su tiempo y paciencia.

A mi padre, por haberme dado “alas y raíces”.

A los integrantes de la Cátedra de Edafología por el apoyo durante mi última etapa.

A la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires y a la Escuela para Graduados *Alberto Soriano*, por facilitarme las instalaciones para el desarrollo de mis actividades.

A todos ellos ... ¡ Muchísimas gracias !

DECLARACIÓN

“Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo, y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución”.

María del Pilar Muschietti Piana

INDICE GENERAL

Dedicatoria.....	iv
Agradecimientos.....	v
Declaración.....	vi
Indice general.....	vii
Indice de tablas.....	viii
Indice de figuras.....	xi
Resumen.....	xv
Abstract.....	xvi
Capítulo 1: Introducción general	
Objetivo e Hipótesis general.....	6
Capítulo 2: Nitrógeno residual por zonas de manejo según tecnologías de fertilización nitrogenada	
2.1 Introducción.....	7
2.1 Objetivo e Hipótesis.....	8
2.2 Materiales y Métodos.....	8
2.3 Resultados.....	18
2.4 Discusión.....	28
2.5 Conclusiones.....	35
Capítulo 3: Lixiviación de nitratos bajo distintos escenarios climáticos en experimentos de simulación con fertilización uniforme y sitio-específica de N	
3.1 Introducción.....	36
3.1 Objetivo e Hipótesis.....	39
3.2 Materiales y métodos.....	39
3.3 Resultados.....	44
3.4 Discusión.....	51
3.5 Conclusiones.....	56
Capítulo 4: Variabilidad espacial del nitrógeno residual según tecnologías de fertilización nitrogenada	
4.1 Introducción.....	58
4.1 Objetivo e Hipótesis.....	59
4.2 Materiales y métodos.....	59
4.3 Resultados.....	65

4.4 Discusión.....	74
4.5 Conclusiones.....	76
Capítulo 5: Conclusiones generales.....	77
Bibliografía	83
Apéndice	95

INDICE DE TABLAS

Tabla 2.2.1. Rendimiento promedio histórico (campañas 2000-2008) de maíz, trigo y soja, por posición topográfica.....	9
Tabla 2.2.2. Superficie y proporción de zonas de alta y baja productividad según aptitud de suelos del establecimiento.....	10
Tabla 2.2.3: Características principales del suelo por zonas de manejo, año 1...	11
Tabla 2.2.4: Características principales del suelo por zonas de manejo, año 2...	11
Tabla 2.2.5: Cota topográfica (m) de las ZM (BP y AP) y pendiente máxima (%) por lote de cada año experimental.....	12
Tabla 2.2.6: Valores medios de fertilización, densidad de siembra por zonas de manejo y tecnología de fertilización de N en los dos años experimentales.....	13
Tabla 2.3.1: Valores medios de N inicial (N_i), N mineralizado durante el ciclo del cultivo (N_{min}), y lámina de agua del suelo (0-1,5m) a la siembra del maíz por tratamiento.....	20
Tabla 2.3.2: Evapotranspiración potencial del maíz (ET_c), precipitaciones (pp), y balance hídrico (B_c) totales durante el ciclo del maíz en los dos años experimentales.....	20
Tabla 2.3.3: Valores medios de N vegetal en rastrojo (N_r) y grano (N_g), biomasa acumulada en rastrojo (B_r) y grano (B_g) del maíz por tratamiento.....	21
Tabla 2.3.4: Valores medios de eficiencia de absorción de N (E_{AbN}), de utilización de N en grano (E_{UtN}), de uso del N en grano (E_{UN_g}) y de la biomasa total ($E_{UN_{BT}}$), y eficiencia en el uso del agua de la biomasa total ($E_{UA_{BT}}$) del maíz por tratamiento.....	23
Tabla 3.2.1: Principales variables empleadas para la corrida del NLEAP.....	40
Tabla 3.2.2: Simulaciones realizadas para cada escenario climático, según tratamientos de cada año experimental.....	44
Tabla 3.3.1: Coeficientes de regresión y estadísticos asociados para el año 1...	45
Tabla 3.3.2: Coeficientes de regresión y estadísticos asociados para el año 2...	45
Tabla 3.3.3: Nivel de significación del N residual, la lixiviación anual de N (NL) y del índice anual de riesgo de movimiento (IRM), para el año 1.....	47

INDICE DE TABLAS

Tabla 3.3.4: Índice anual de riesgo de movimiento y riesgo de lixiviación anual bajo distintos escenarios climáticos con NLEAP del año 1.....	49
Tabla 3.3.5: Nivel de significación del N residual, la lixiviación anual de N (NL) y del índice anual de riesgo de movimiento (IRM), para el año 2.....	49
Tabla 3.3.6: Índice anual de riesgo de movimiento (IRM), riesgo potencial de lixiviación anual (RPLA) bajo distintos escenarios climáticos simulados con NLEAP, por tratamiento del año 2.....	51
Tabla 4.2.1: Características principales del suelo por ZM de la parcela experimental ubicada en el lote BL15.....	61
Tabla 4.3.1: Coeficientes de regresión y estadísticos asociados para el N residual en función del eje de coordenadas Y.....	66
Tabla 4.3.2: Coeficientes de correlación de Pearson para las potenciales variables predoctoras del N residual de la grilla según MU de N.....	67
Tabla 4.3.3: Coeficientes de correlación de Pearson para las potenciales variables predoctoras del N residual de la grilla según MSE de N.....	67
Tabla 4.3.4: Coeficientes de regresión y estadísticos asociados para el modelo lineal de la grilla según manejo uniforme de N (MU).....	67
Tabla 4.3.5: Coeficientes de regresión y estadísticos asociados el modelo lineal de la grilla según manejo sitio-específico de N (MSE).....	69
Tabla A. 1: Registros diarios de precipitaciones durante el ciclo del maíz.....	95
Tabla A.2: Información de ingreso para realizar la corrida con el modelo NLEAP, por tratamiento para el lote FL1 del año 1.....	96
Tabla A.3: Información de ingreso para realizar la corrida con el modelo NLEAP, por tratamiento para el lote FL2 del año 1.....	97
Tabla A.4: Información de ingreso para realizar la corrida con el modelo NLEAP, por tratamiento para el lote SI6 del año 1.....	98
Tabla A.5: Información de ingreso para realizar la corrida con el modelo NLEAP, por tratamiento para el lote SI10 del año 1.....	99
Tabla A.6: Información de ingreso para realizar la corrida con el modelo NLEAP, por tratamiento para el lote BT1 del año 2.....	100
Tabla A.7: Información de ingreso para realizar la corrida con el modelo NLEAP, por tratamiento para el lote BL12 del año 2.....	101

INDICE DE TABLAS

Tabla A.8: Información de ingreso para realizar la corrida con el modelo NLEAP, por tratamiento para el lote BL13 del año 2.....	102
Tabla A.9: Información de ingreso para realizar la corrida con el modelo NLEAP, por tratamiento para el lote BL15 del año 2.....	103
Tabla A.10: Precipitaciones mensuales por campaña, correspondientes a los años húmedos, promedios y secos seleccionados para correr el NLEAP.....	104
Tabla A.11: Temperaturas mensuales por campaña correspondientes a los años húmedos, promedios y secos, seleccionados para correr el NLEAP.....	104
Tabla A. 12: Eventos de lluvia (días) por campaña correspondientes a los años húmedos, promedios y secos, seleccionados para correr el modelo NLEAP.....	105
Tabla A. 13: Coeficientes de correlación de Pearson y valores de p para las potenciales variables predictoras del N residual de la grilla según MU de N....	106
Tabla A. 14: Coeficientes de correlación de Pearson y valores de p para las potenciales variables predictoras del N residual de la grilla según MSE de N...	107

INDICE DE FIGURAS

Figura 1.1: Evolución del consumo de nutrientes: nitrógeno, fósforo, azufre y potasio en Argentina entre 1993 y 2009.....	1
Figura 1.2: Evolución de la relación aplicación/extracción en grano de nitrógeno, fósforo, azufre y potasio para soja, maíz, trigo y girasol en Argentina entre 1993 y 2009.....	2
Figura 1.3: Esquema representativo de los principales factores que influyen en el proceso de lixiviación de nitratos.....	3
Figura 2.2.1: Ubicación del establecimiento y localización del sitio de estudio (Vedia) en el Oeste de la Región Pampeana.....	9
Figura 2.2.2: Esquema representativo de los tratamientos de fertilización nitrogenada según zonas de manejo y tecnología de fertilización.....	13
Figura 2.2.3: Esquema representativo del muestreo profundo de suelos de los dos años experimentales.....	14
Figura 2.2.4: Esquema representativo del momento de muestreo de suelos de los dos años experimentales.....	15
Figura 2.2.5: (a) Temperaturas y (b) precipitaciones mensuales durante el ciclo de crecimiento del cultivo en las dos campañas de maíz.....	16
Figura 2.3.1: Valores medios del contenido de nitratos (a) en el año 1 y (c) 2 , humedad inicial (b) en el año 1 y (d) 2 por estratos (0-30 cm) en el perfil del suelo por tratamiento.....	19
Figura 2.3.2: Balance hídrico (Bce) estimado por diferencia entre la evapotranspiración potencial del maíz (ETc), y las precipitaciones (pp) mensuales durante el ciclo del maíz (a) en el año 1 y (b) en el año 2.....	21
Figura 2.3.3: (a) Biomasa total acumulada (rastrojo + grano), y (b) N vegetal (rastrojo + grano) (kg ha^{-1}) por el maíz según tratamientos.....	22
Figura 2.3.4: Eficiencia de uso de N en grano (EUNg) y N aplicado en el año 1 (a) y 2 (b), en zonas de baja productividad de maíz.....	24
Figura 2.3.5: (a)Eficiencia de uso del agua para grano (EUAg) y N aplicado en el año 1 y 2, y (b) eficiencia en el uso del agua para biomasa total (EUA _{BT}) y N aplicado en el año 1 y 2 en zonas de baja productividad de maíz.....	24

INDICE DE FIGURAS

Figura 2.3.6: Valores medios del contenido de nitratos residuales (a) en el año 1 y (c) año 2, humedad a cosecha del maíz (b) en el año 1 y (d) 2, por estratos (0-30 cm) del perfil del suelo por tratamiento.....	26
Figura 2.3.7: Concentración media de nitratos (mg kg^{-1}) en el perfil del suelo (0-300 cm) a cosecha del maíz por tratamiento (a) en año 1 y (b) en año 2.....	27
Figura 2.3.8: (a) Contenido medio de N y (b) de lámina de agua residual (0-1,5 m) por tratamiento.....	27
Figura 2.3.9: Contenido medio del N residual ponderado por la proporción de cada zona de manejo dentro de los lotes de cada año experimental.....	28
Figura 2.3.10: N residual y eficiencia de uso del N para grano (EUN_g) en (a) el año 1 y 2; y (b) N residual y eficiencia en el uso del N para biomasa total (EUN_{BT}) en el año 1 y 2 para todos los tratamientos.....	28
Figura 3.1.1. Agua del suelo representada como un barril de almacenamiento de agua.....	37
Figura 3.1.2: Perfil del suelo considerado por el modelo NLEAP.....	39
Figura 3.2.1: Esquema de la secuencia de información de entrada y de salida de la opción de análisis mensual del NLEAP.....	40
Figura 3.2.2: Precipitaciones totales acumuladas durante el ciclo del maíz por campaña (serie 1989-2009).....	43
Figura 3.3.1: Nitratos residuales (0-1,5 m) observados a campo y simulados con NLEAP para el año 1.....	45
Figura 3.3.2: Nitratos residuales (0-1,5 m) observados a campo y simulados con NLEAP para el año 2.....	46
Figura 3.3.3: (a) N vegetal observado a campo y simulado con NLEAP; (b) N min observado y simulado con NLEAP en el año 1.....	46
Figura 3.3.4: (a) N vegetal observado a campo y simulado con NLEAP; (b) N min observado y simulado con NLEAP en el año 2.....	47
Figura 3.3.5: Valores medios de N lixiviado según escenarios climáticos por tratamiento del año 1.....	48
Figura 3.3.6: Valores medios de N residual según escenarios climáticos por tratamiento del año 2.....	50

INDICE DE FIGURAS

Figura 3.3.7: Valores medios N lixiviado según escenarios climáticos por tratamiento del año 2.....	50
Figura 4.2.1: Esquema representativo de los tratamientos de fertilización nitrogenada para el diseño de muestreo en grilla georreferenciada.....	62
Figura 4.2.2. Árbol de decisión para el método de predicción con gstat.....	62
Figura 4.3.1: (a) Histograma; (b) diagrama de caja; y (c) gráfico de comparación de cuantiles con la distribución normal para el N.....	65
Figura 4.3.2: Gráfico de burbujas del N residual ($\text{kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$) del suelo de la grilla de muestreo.....	65
Figura 4.3.3: N residual en función del N vegetal y el N disponible según el modelo de regresión de mejor ajuste con MU de N.....	66
Figura 4.3.4: Gráficos de diagnóstico de los residuos del modelo de la grilla MU de N.....	68
Figura 4.3.5: N residual en función del contenido de arena y del N disponible según el modelo de regresión de mejor ajuste con MSE de N.....	70
Figura 4.3.6: Gráficos de diagnóstico de los residuos del modelo de la grilla MSE de N.....	71
Figura 4.3.7: Grillas correspondientes al (a) N residual observado ($\text{kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$); (b) N residual estimado ($\text{kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$) por los modelos de regresión de cada sub-grilla; y (c) a los residuos del N residual ($\text{kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$), en función de las coordenadas X e Y (UTM).....	72
Figura 4.3.8: Semivariogramas experimentales de los residuos del N residual contemplando la tendencia.....	73
Figura A.1: N vegetal (kg N ha^{-1}) y Rendimiento en grano del maíz (tn MS ha^{-1}).....	108
Figura A.2: Probabilidad de ocurrencia de precipitaciones durante el ciclo del cultivo de maíz (septiembre-marzo) según serie histórica (1970-2012).....	108

RIESGO DE PÉRDIDA DE NITRATOS POR LIXIVIACIÓN EN FERTILIZACIONES NITROGENADAS SEGÚN MANEJO UNIFORME Y SITIO-ESPECÍFICO DEL CULTIVO DE MAÍZ (*Zea mays L.*)

RESUMEN

Cuando los suelos presentan variabilidad edáfica pronunciada a escala de lote y se fertiliza en forma uniforme en base a una dosis promedio de nitrógeno (N), existirán sectores sub-fertilizados y otros sobre-fertilizados que se asocian a un alto riesgo de pérdidas de N por lixiviación. El manejo sitio-específico (MSE) de la fertilización nitrogenada se sustenta en la capacidad de reconocer zonas de manejo para adecuar la aplicación de N a cada unidad reconocida. El objetivo general de esta Tesis fue evaluar la eficacia del MSE en minimizar el contenido de N residual y potencialmente lixiviable, y mejorar la eficiencia en el uso del N del maíz según zonas de manejo. Se determinó el contenido de agua y nitratos del suelo (2-3 m) en tratamientos de fertilización nitrogenada según manejo uniforme (MU) y MSE, previo a la fertilización y a poscosecha del maíz, durante dos años experimentales. La lixiviación de N fue estimada con el modelo NLEAP (Nitrate Leaching and Economic Analysis Package) mediante experimentos de simulación bajo distintos escenarios climáticos. Se observó una reducción del 32 % del N residual en zonas de baja productividad de maíz con MSE de N, respecto del MU, únicamente en el segundo año experimental. Al ponderar el contenido de N residual por la proporción de las zonas de manejo a nivel lote, el MSE logró reducir un 18 % el N residual en promedio en ambos años experimentales. En términos generales, se detectaron diferencias a favor del MSE, respecto del MU, en las eficiencias de uso de agua y N del maíz. Los experimentos de simulación evidenciaron una mayor lixiviación de nitratos con MU que con MSE a nivel lote en todos los escenarios climáticos estudiados del primer año experimental. El MSE de N puede ser considerado como una práctica conservacionista que optimice la eficiencia de uso del agua y N, a la vez de maximizar los rendimientos. Además, puede facilitar la identificación de aquellas áreas dentro del lote con mayor susceptibilidad a las pérdidas de N por lixiviación. La proporción de las zonas de manejo resulta un factor espacial imprescindible para determinar el riesgo potencial de lixiviación de nitratos a nivel lote.

Palabras clave: N residual, N lixiviable, zonas de manejo, tecnología de fertilización, productividad del maíz, eficiencia en el uso del agua y N, variabilidad espacial, Pampa Arenosa, modelo de simulación NLEAP, Hapludoles.

RISK OF NITRATE LEACHING LOSSESS WITH UNIFORM AND SITE-SPECIFIC NITROGEN MANAGEMENT IN CORN (*Zea mays L.*) CROP

ABSTRACT

Single average nitrogen (N) fertilizer rates applied in fields with a high degree of variability in soil type at plot-level, can result in under-fertilized or over-fertilized areas, and are associated with a high risk of N leaching losses. Site-specific N management (SSM) depends on the ability to delineate management zones to supply precise N fertilizer rates in each identified area. The aim of this Thesis was to assess the SSM capability to reduce residual and potentially leachable N content, and to improve N use efficiency of corn within management zones. We determined soil water and nitrate content (2-3 m) in N fertilization experiments according to uniform management (UM) and SSM strategies, before N application and after corn harvest, in a 2-years field trials. N leaching was estimated with NLEAP (Nitrate Leaching and Economic Analysis Package) model simulation trials under different climate scenarios. Residual soil N was reduced by 32 % with SSM in low corn productivity zones, but only in year 2. Soil residual N, considering the weighed area covered by each management zones at plot-level, was reduced by 18 % on average with SSM in both experimental years. Overall, the SSM improved N and water use efficiency of corn. Simulation trials showed a higher N leaching with UM, when compared with SSM at plot-level. The SSM can be considered as a conservation practice that optimizes N and water use efficiency, while sustaining maximum corn yields, and to target the areas of the fields that are more vulnerable to N leaching losses. Productivity zones are an important spatial factor in determining nitrate leaching potential at plot-level.

Key words: residual N, N leaching, management zones, fertilizer technology, corn productivity, water and N use efficiency, spatial variability, Sandy Pampas, NLEAP model simulation, Hapludolls.

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN GENERAL

Según información de la FAO (2011) a nivel mundial, el mayor consumo de fertilizantes ocurre en los países en desarrollo, y los niveles de uso de N muestran ciertas fluctuaciones en las últimas dos décadas (Figura 1.1). El mayor crecimiento en el uso de insumos agropecuarios corresponde a fertilizantes nitrogenados por tener el mayor impacto sobre los rendimientos. En la mayoría de los países desarrollados, la producción de cereales y el consumo de estos fertilizantes se incrementó desde la década del '60, estabilizándose en los últimos 10 años (FAO, 2011; Raun *et al.*, 2005). En Argentina en cambio, la tendencia en el consumo de fertilizantes mantuvo un crecimiento relativamente continuo y positivo desde la década del '90 (Figura 1.1). Desde entonces, los sistemas agrícolas de la Región Pampeana han experimentado una intensificación continua con la expansión de los cultivos (Díaz Zorita *et al.*, 2002) acompañada por el incremento de fertilizantes, especialmente los nitrogenados (García & González San Juan, 2010).

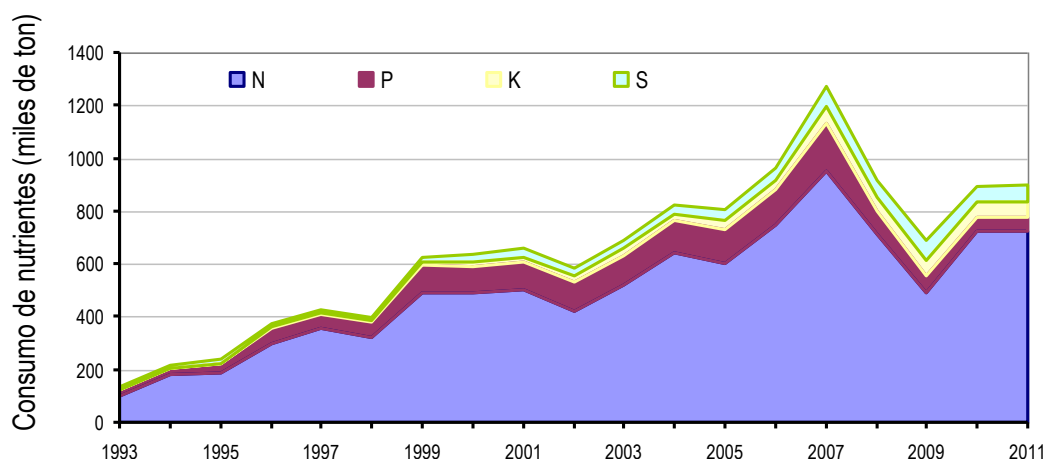


Figura 1.1: Evolución del consumo de nutrientes: nitrógeno (N), fósforo (P), azufre (S) y potasio (K) en Argentina entre 1993 y 2010. Fuente: García & González San Juan, 2010.

Sin embargo, en nuestros suelos, el balance de nutrientes resulta aún negativo (Figura 1.2). La fertilidad natural de los suelos argentinos disminuyó debido a que los nutrientes no se repusieron a la tasa en que fueron extraídos (Flores & Sarandón, 2002; García, 2006). La Región Pampeana presenta un balance de N negativo (N de la fertilización $<$ N exportado por cosecha) que ha sido sostenido por la mineralización del pool de materia orgánica (Portela *et al.*, 2009). El consumo total de fertilizantes en nuestro país para el año 2008 fue de 2,6 millones de toneladas, de las cuales el 50 % correspondieron a los fertilizantes nitrogenados (Fertilizar, 2010). Según esta fuente, la cosecha de 2007-2008 extrajo 4 millones de toneladas de nutrientes, mientras que su reposición en el suelo a partir de fertilizantes (considerando N, P, K y S) fue de 1,7 millones de toneladas, que significa una reposición de tan sólo el 42 % de lo que se extrajo de los suelos. Los números de la campaña 2008-2009 son aún más alarmantes, y si bien la extracción de nutrientes fue menor debido a la caída en la cosecha, los nutrientes repuestos en los suelos apenas se acercó a 1,1 millones de toneladas (García & González San Juan, 2010).

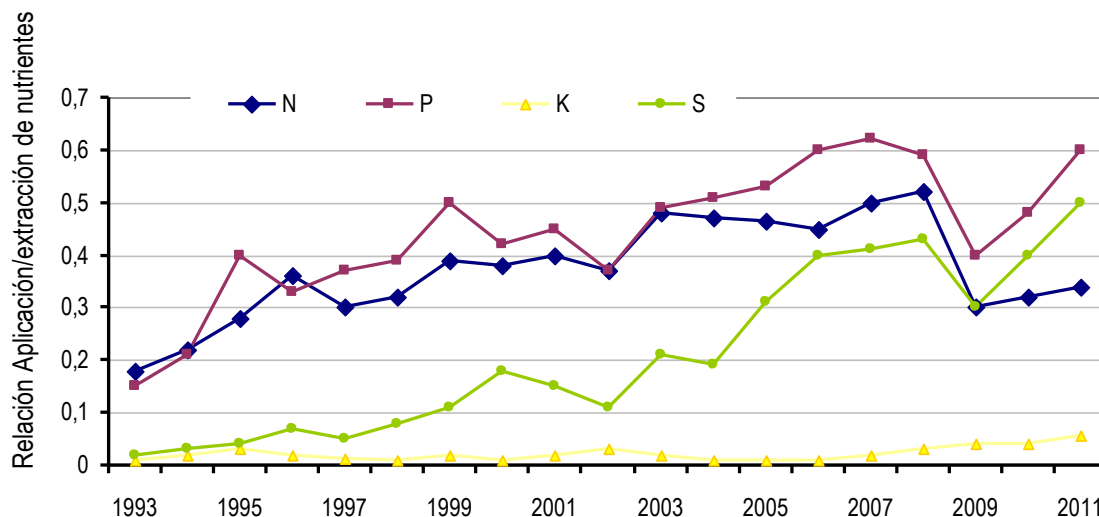


Figura 1.2: Evolución de la relación aplicación/extracción en grano de nitrógeno (N), fósforo (P), azufre (S) y potasio (K) para soja, maíz, trigo y girasol en Argentina entre 1993 y 2011. (Elaboración propia en base a García & González San Juan, 2010; Cruzate & Casas, 2012).

El crecimiento de la población mundial (1,1 % proyectado para 2008-2015) requerirá un aumento en la producción de alimentos asociada a un mayor requerimiento de nutrientes (FAO, 2011). Esto sugiere que es prioritario propender a aumentar la eficiencia en el uso de los nutrientes mediante el desarrollo de nuevas tecnologías (Ersahin, 2001; Inman *et al.*, 2005; Melchiori, 2007).

Entre los principales cereales, el maíz (*Zea mays L.*) presenta altos requerimientos de N, que oscilan entre 14 y 23 kg N por tonelada de grano (Andrade *et al.*, 1996; Ciampitti *et al.*, 2011). Por ello, los sistemas de producción actuales que alcanzan altos rendimientos de maíz, requieren dosis elevadas de N. Por un lado, las deficiencias de N pueden provocar pérdidas de rendimiento, mientras que por otro, las aplicaciones excesivas de N pueden afectar además la calidad de los granos, tubérculos y frutos de otros cultivos (Delgado *et al.*, 2001). Sumado a ello, numerosas evidencias muestran una relación inversa entre las dosis de fertilización y la eficiencia de uso del N (Andrade *et al.*, 2000; Alvarez *et al.*, 2004). Los resultados de algunos estudios llevados a cabo en Estados Unidos (Khosla *et al.*, 2002; Hornung *et al.*, 2006), lograron optimizar el uso del N al aplicar mayores dosis de fertilizantes en las zonas más productivas, disminuyendo las mismas en los ambientes de menor productividad; siendo que en sitios donde el cultivo tiene bajos rendimientos, los requerimientos de N se satisfacen con menores niveles de disponibilidad, que en sitios donde los rendimientos y requerimientos son mayores (Gutiérrez Boem *et al.*, 2005).

Pérdidas de nitrógeno por lixiviación

El N en forma de nitratos (N-NO_3^-) es un nutriente móvil en el suelo y por lo tanto puede perderse del perfil por lixiviación. A nivel mundial, una de las principales causas de la contaminación del agua subterránea con N-NO_3^- es la ocasionada por la aplicación de fertilizantes que exceden los requerimientos del cultivo. Cuando los N-NO_3^- alcanzan la profundidad de las aguas subterráneas son difíciles de remover, y pueden conducir a problemas en la calidad del agua por periodos prolongados. Concentraciones de N-NO_3^- en el agua que superen al límite establecido de 10 mg N-

$\text{NO}_3^- \text{ l}^{-1}$ (U.S.E.P.A, 2008) para ser aptas para consumo humano pueden ocasionar efectos nocivos en la salud como cáncer, distorsiones en el sistema nervioso, defectos al nacer y hemoglobinemia (Keeney & Hatfield, 2001). Es por esto que la agricultura ha sido identificada como el mayor contribuyente potencial de N en los acuíferos (Randall & Mulla, 2001). Las contribución de N-NO_3^- originados por la agricultura pueden ser reguladas a partir de prácticas de manejo apropiadas (Knox & Moody, 1991).

El proceso de pérdida de N por lixiviación está regulado por la concentración de N-NO_3^- y el flujo de agua que se desplaza en el perfil del suelo por debajo de la zona radical. La medición de estas dos variables es dificultosa por el acceso al lugar de muestreo, especialmente para mediciones del suelo en profundidad, y debida a la variabilidad espacial y temporal, tanto del flujo de agua como de la concentración de N-NO_3^- . El proceso de lixiviación es influenciado principalmente por condiciones climáticas (temperatura, lluvia y evaporación) que actúan directamente sobre el flujo neto de agua en profundidad, o indirectamente, a través de su efecto en el contenido de N-NO_3^- . La variabilidad estacional de las precipitaciones y evaporación, los efectos de la temperatura, el manejo y uso del suelo y las propiedades intrínsecas del mismo (particularmente textura y estructura) y la fertilización (Figura 1.3), interactúan con un nivel de complejidad tal, que determinan la influencia relativa del clima y el tamaño del pool de N-NO_3^- susceptible de lixiviación (White, 1987).

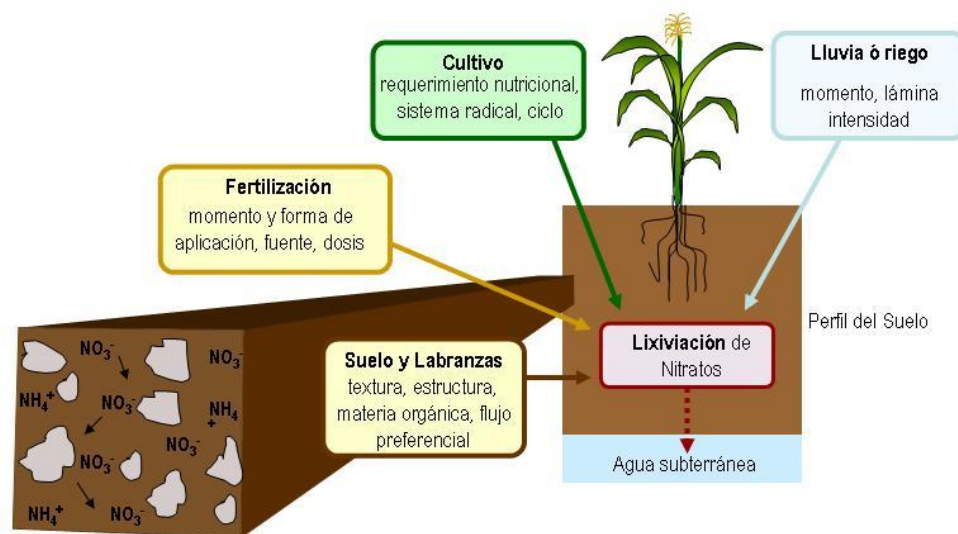


Figura 1.3: Esquema representativo de los principales factores que influyen en el proceso de lixiviación de nitratos.

El N disponible (nitratos) para el cultivo de maíz se presenta generalmente en los primeros 1,5 m del perfil del suelo. El contenido de este nutriente al momento de cosecha del cultivo es considerado N residual. Por debajo de 1,5 m del perfil, los N-NO_3^- no son absorbidos activamente por las raíces y se denominan nitratos potencialmente lixiviables, ya que poseen un alto potencial de moverse en profundidad hacia el acuífero por lixiviación (Pionke & Lowrance, 1991; Follet *et al.*, 1994).

Las herramientas empleadas para caracterizar el proceso de lixiviación de N-NO_3^- son ampliamente citadas en la bibliografía nacional e internacional. En el sudeste de la provincia de Buenos Aires, se evaluó el flujo de N-NO_3^- en la zona no saturada de un suelo cultivado con maíz empleando cápsulas de cerámica de succión adosadas a tubos de PVC para la extracción de la solución del suelo. Las pérdidas de N-NO_3^- por

lixiviación aumentaron con la dosis de fertilización aunque en forma no proporcional y las mayores pérdidas estuvieron asociadas al momento de ocurrencia del drenaje en cada campaña. En la primera campaña de maíz, el 100 % del total de pérdidas de N-NO_3^- ocurrieron durante el barbecho posterior al cultivo. En la campaña subsiguiente, el 80 % de las pérdidas de N se produjeron durante el ciclo del cultivo y sólo un 20 %, en el barbecho posterior. En cambio, en la última campaña, el 95 % de las pérdidas ocurrieron durante el ciclo del cultivo. Estos resultados se asociaron al patrón de variabilidad interanual de precipitaciones (Zamora *et al.*, 2004).

En la bibliografía internacional existen numerosos antecedentes del potencial de lixiviación de N-NO_3^- empleando lisímetros (Shaffer *et al.*, 1994; Ersahin & Karaman, 2001; Karaman *et al.*, 2005). En Argentina, se cuantificaron las pérdidas de agua y N por drenaje profundo mediante el uso de lisímetros en suelos con diferente composición textural. El N lixiviado resultó similar entre un Argiudol Típico (franco limoso) y un Hapludol Típico (franco arenoso) y fue muy variable entre repeticiones, independientemente de las precipitaciones ocurridas (Portela *et al.*, 2005).

La utilización de técnicas isotópicas con N marcado (Delgado *et al.*, 2005; Collins *et al.*, 2007) permite diferenciar el N absorbido por la planta y el N lixiviado a través del perfil. En suelos de la Pradera Pampeana, se confirmó la migración de N-NO_3^- derivados del fertilizante por debajo de 1,5 m de profundidad durante el ciclo del cultivo de maíz mediante la utilización de ^{15}N -urea (Rodríguez, 2006). Por otro lado, los modelos de simulación que estudian la dinámica del N, facilitan la extrapolación rápida de resultados, y pueden resultar herramientas útiles para proveer estimaciones de las pérdidas de N por lixiviación, volatilización y/o desnitrificación en sistemas agrícolas (Shaffer *et al.*, 2010). Sin embargo, éstos requieren de una etapa de calibración y validación para que los resultados obtenidos de una simulación sean confiables (Shaffer *et al.*, 1991).

Eficiencia de uso de agua y nitrógeno

A nivel mundial, la eficiencia en el uso del N varía entre 33 % y 50 % (Collins *et al.*, 2007), y la proporción de N proveniente del fertilizante recuperada por los cultivos pocas veces excede el 50 % (Cassman *et al.*, 2002). En trabajos realizados sobre suelos de la Región Pampeana, la eficiencia de absorción del N del fertilizante por el maíz disminuyó con dosis mayores a 140 kg N ha^{-1} , y se incrementó el contenido de N-NO_3^- en el suelo proveniente del fertilizante en términos absolutos (Rimski-Korsakov *et al.*, 2008). Los sistemas de cultivo viables que puedan reducir estas pérdidas y tiendan a incrementar la EUN, contribuirán a la sustentabilidad del agroecosistema (Owens & Edwards, 1994; Sharpley *et al.*, 2000).

El conocimiento previo sobre los efectos interactivos del agua y el N en la productividad del cultivo, resulta imprescindible para las decisiones de manejo de ambos insumos, especialmente en suelos arenosos con baja capacidad de retención hídrica y de nutrientes (Benett *et al.*, 1989). Los requerimientos hídricos varían en las etapas de crecimiento y desarrollo de los cultivos, y existe una relación directa entre producción vegetal y balance hídrico regional. La cantidad de agua utilizada por los cultivos está vinculada con el rendimiento, cuya relación se denomina eficiencia en el uso del agua (EUA), y usualmente se expresa como materia seca aérea (kg ha^{-1}) producida por unidad de agua consumida ($\text{kg ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$). La EUA resulta una medida de comparación entre sistemas productivos y entre prácticas agronómicas (Della Maggiora *et al.*, 2000).

La variación espacial y temporal en el rendimiento del cultivo de maíz está estrechamente ligada a la heterogeneidad en la disponibilidad de agua y de N a nivel lote (Gregoret *et al.*, 2006). La disponibilidad de agua del suelo es crítica para una producción eficiente del maíz, y el aumento de la EUA puede incrementar la EUN por el cultivo, siendo que la EUN dependerá de la respuesta del maíz frente a la disponibilidad de agua y de N durante la estación de crecimiento (Hatfield & Prueger, 2004). En un experimento conducido en Iowa (Estados Unidos) en cinco años de experimentación se evaluaron las EUA y EUN por el maíz a nivel lote, y se observó que los patrones de uso del agua por el cultivo evidenciaban grandes diferencias entre tipos de suelo y dosis de N. Las diferencias resultaron mayores entre el tipo de suelo que entre dosis de N. Las diferencias entre tratamientos con N fueron menores a 30 mm de evapotranspiración (ET), mientras que las diferencias entre tipo de suelo superaron los 300 mm de ET. Las mayores diferencias ocurrieron en la fase tardía del crecimiento de maíz, cuando las precipitaciones comenzaron a decrecer y la ET a incrementarse, debido al mayor tamaño de la planta (Hatfield & Prueger, 2004). Las diferencias encontradas en el tipo de suelo podrían explicar el aumento de la variabilidad espacial en los rendimientos del maíz en años con menor ocurrencia de precipitaciones, especialmente durante la estación de crecimiento del cultivo, como también fue observado por Katsvairo *et al.* (2003).

Manejo sitio-específico de la fertilización nitrogenada

La tecnología de fertilización según manejo sitio-específico (MSE) permite la aplicación de fertilizantes adecuada a los requerimientos del cultivo, según áreas homogéneas de manejo identificadas en un mismo lote (Raun & Johnson, 1999). Estas áreas homogéneas son comúnmente denominadas “zonas de manejo” (ZM), y definidas como sub-regiones dentro de un mismo lote. Los principales factores limitantes, calidad del grano y rendimiento del cultivo de éstas sub-regiones se asemejan de manera que requieren de un mismo manejo de insumos (Doerge, 1999; Fiez *et al.*, 1994). La delimitación de las ZM se puede decidir mediante la integración de información georreferenciada tales como: mapas de rendimiento, mapas de conductividad eléctrica, mapas de profundidad de tosca y freática, mapas detallados de suelo, altimetría, fotografías aéreas e imágenes satelitales (Bragachini *et al.*, 2010; Pautasso *et al.*, 2010). El mapa de rendimientos es una de las herramientas más utilizadas para delinear ZM debido a su uso generalizado, ya que facilita la implementación de la tecnología de fertilización según MSE mediante la interpretación del potencial productivo de cada ZM (Bragachini *et al.*, 2010; Melchiori, 2004) y resultan entre las alternativas de bajo costo para facilitar la implementación de la tecnología sitio-específica (Urricariet & Zubillaga, 2007).

Una de las estrategias de aplicación variable de N es ajustar las recomendaciones de fertilización a la distribución espacial de lixiviación de N y sincronizar el momento de aplicación del fertilizante con la tasa de absorción vegetal (Ersahin, 2001). Además, puede resultar en una estrategia de manejo eficiente de los recursos, al reducir la aplicación de insumos en las zonas menos productivas, y/o aumentando los mismos en zonas de mayor potencial (Moral *et al.*, 2011). La adecuada interpretación de mapas de rendimientos de varias campañas posibilita definir el criterio de fertilización sitio-específica en función de los rendimientos esperados por ZM (Delgado *et al.*, 2005; Inman *et al.*, 2005; Ruffo *et al.*, 2006). Los principios generales de la tecnología de MSE de nutrientes pueden ser transferidos entre regiones. Sin embargo, las estrategias de fertilización sitio-específicas deben ser modeladas localmente de acuerdo a las

condiciones de variabilidad edafo-climáticas, por lo cual, sus resultados no son extrapolables (Bongiovanni, 2002). El concepto de ZM puede ser utilizado para mejorar el manejo de los nutrientes y precisar niveles adecuados de nutrientes en función de la variabilidad del lote. Para la incorporación del MSE de la fertilización se requiere reconocer y definir a priori las ZM, evidenciadas principalmente en regiones semiáridas con elevada heterogeneidad de suelos (Delgado & Duke; 2000, Fleming *et al.*, 1999).

Las características geomorfológicas de la sub-región de la Pampa Arenosa (Dominio 19) según registros de INTA (1989), son relativamente onduladas y se destaca la variabilidad en la disponibilidad de agua y nutrientes en pequeñas superficies (Zubillaga *et al.*, 2006a), predominando Hapludoles Énticos en las lomas, y Hapludoles Típicos en los bajos (Niboski *et al.*, 2004). El manejo del N a nivel lote para incrementar la EUN en maíz ha demostrado ser de gran complejidad debido a la dificultad en explicar la variabilidad espacial y temporal de los rendimientos. En el noreste de Estados Unidos se compararon distintos híbridos de maíz con dosis variables de N y encontraron variabilidad espacial en el rendimiento para años secos, pero esto no se observó en años húmedos. Concluyeron que el manejo de la dosis variable de N requiere de mayor información que la aportada por los mapas de rendimiento y la concentración de N-NO_3^- al momento de la siembra (Katsvairo *et al.*, 2003). En la misma región se observó que los rendimientos del maíz presentaron mayor variabilidad temporal que espacial (Sogbedji *et al.*, 2001). Esta respuesta fue observada en numerosos tipos de suelo y clima (Jaynes & Colvin, 1997; Porter *et al.*, 1998).

En la literatura internacional se presentan diversos estudios de MSE de N relacionados a la lixiviación de N-NO_3^- (Khosla *et al.*, 2002; Kurunc *et al.*, 2010), la EUN (Fiez *et al.*, 1995; Hatfield & Prueger, 2004), y a la variabilidad espacial de los N-NO_3^- debido a su importancia económica y ecológica (Cahn *et al.*, 1994; Ersahin, 2001; Stenger *et al.*, 2002). En Argentina, pocos estudios han evaluado la distribución espacial de distintas propiedades del suelo, y aún existen limitaciones en el mapeo adecuado de los factores bióticos y abióticos que afectan la variabilidad de los rendimientos y disponibilidad de los nutrientes (Zubillaga *et al.*, 2006a y b). Si bien en nuestro país abundan los antecedentes que han abordado la importancia del MSE de N en la variabilidad de rendimientos, oferta de N y agua según ZM (Bongiovanni, 2002; Bragachini *et al.*, 2010; Gregoret *et al.*, 2011; Melchiori, 2007; Ruffo, 2006), no existen investigaciones que evalúen el efecto de dicha tecnología en términos ambientales, específicamente en el proceso de lixiviación de N-NO_3^- , y tampoco se encuentran antecedentes sobre la distribución espacial del N residual a nivel local. Un interés principal de este trabajo reside en investigar las causas de heterogeneidad de dicho proceso según zonas de manejo sitio-específico, para minimizar el riesgo de contaminación del suelo con N-NO_3^- . El conocimiento producido contribuiría a valorar las estrategias de fertilización que conlleven a un adecuado manejo del N en los sistemas de producción actuales de nuestro país.

El **objetivo general** de esta tesis fue evaluar la eficacia de la fertilización sitio-específica en minimizar el contenido de N-NO_3^- residuales y potencialmente lixiviables, y mejorar la EUN por el maíz según zonas de manejo en suelos de la Pampa Arenosa. Para ello, se planteó la **hipótesis** que la variabilidad espacial en estos suelos a nivel lote condiciona la susceptibilidad de lixiviación de N-NO_3^- y puede reducirse con la tecnología de fertilización sitio-específica de N, aumentando la EUN por el maíz.

Las hipótesis y objetivos específicos serán presentados en los capítulos correspondientes a este trabajo de tesis.

CAPITULO 2

NITRÓGENO RESIDUAL POR ZONAS DE MANEJO SEGÚN TECNOLOGÍAS DE FERTILIZACIÓN NITROGENADA

2.1 INTRODUCCIÓN

La implementación la tecnología de fertilización según MSE de N dependerá de la posibilidad de predecir o controlar la demanda de N por el cultivo (Fiez *et al.*, 1995) y la disponibilidad de N de los suelos (Cahn *et al.*, 1994; Egelkraut *et al.*, 2003). La rentabilidad de dicha tecnología dependerá de la relación precio del grano/precio del N, del costo de la aplicación de dosis variable, de la proporción de las ZM a nivel de lote y la magnitud de la variabilidad de dichas ZM (Bragachini *et al.*, 2010; Melchiori, 2004). El muestreo dirigido según ZM resulta adecuado y eficaz para estudiar la variabilidad espacial de atributos edáficos a nivel lote, a la vez de resultar una metodología más sencilla y económica que las grillas de muestreo (Khosla *et al.*, 2002).

La posición en el paisaje influye en la redistribución (erosión y deposición) de partículas de suelo, y por ende, en la distribución del agua (Jobbágy *et al.*, 2007), condicionando así el contenido de materia orgánica y la disponibilidad de nutrientes (Pennock & De Jong, 1990). Como consecuencia, la variabilidad en las propiedades físicas y químicas asociadas a la posición topográfica puede ser evidenciada a escala de lote (Kravchenko & Bullock, 2000). En suelos de textura arenosa se observó una estrecha asociación entre atributos topográficos y el agua retenida entre -10 kPa y -30 kPa (Pachepsky *et al.*, 2001). En lotes con marcados gradientes topográficos, comunes en los paisajes medanosos del oeste de la Región Pampeana, la producción de granos en los bajos ha superado de 2 a 10 veces a lo producido en las lomas. Esta diferencias podrían atribuirse al aporte de agua por ascenso freático, que puede resultar en un aporte de agua adicional a los cultivos de raíces profundas, especialmente en años secos (Nosetto *et al.*, 2009). Además, la heterogeneidad de suelos de la Pampa Arenosa a nivel lote caracterizada por contenidos de arena mayores al 75 % en el Hapludol entico y menores al 55 % en el Hapludol típico, condiciona la disponibilidad de almacenamiento de agua y N para el maíz (Niborski *et al.*, 2004; Urricariet *et al.*, 2004 y 2011, Zubillaga *et al.*, 2006a). En los mismos suelos, la capacidad de agua disponible fue de 121 mm m⁻¹ en el Hapludol Típico y de 78 mm m⁻¹ en el Hapludol entico (perfil de 1 m de suelo). La variabilidad observada a nivel lote se correspondió con rendimientos de maíz de 12 y 11 t ha⁻¹ en el Hapludol típico, y de 6 y 8 t ha⁻¹ en el Hapludol entico, en años secos y húmedos respectivamente (Niborski *et al.*, 2006). En suelos de la Pampa Arenosa, en años secos, el rendimiento de trigo presentó mayor asociación con la retención hídrica y contenido de materia orgánica que con la disponibilidad de nutrientes (Díaz Zorita *et al.*, 1999). A su vez, en suelos de la misma región, la disponibilidad de N para el cultivo de trigo presentó asociación con el contenido de materia orgánica y fue afectada por la capacidad de almacenamiento de agua (Quiroga, 2010). Por otra parte, en el oeste de la provincia de Buenos Aires, la variabilidad de los atributos del suelo se reflejó en el patrón de distribución espacial de biomasa acumulada por el maíz y en la tasa de mineralización del N (Zubillaga *et al.*, 2006a). La aplicación uniforme de fertilizantes en suelos de las características referidas resulta en ambientes sub-fertilizados y sobre-fertilizados en un mismo lote. En estos últimos existe mayor susceptibilidad de lixiviación de N-NO₃⁻ (Delgado *et al.*, 2005).

En ensayos conducidos en cultivos extensivos sobre suelos de la Región Pampeana (Costa *et al.*, 2002), las mayores concentraciones de N-NO₃⁻ potencialmente

lixiviabiles fueron encontradas en los tratamientos que recibieron elevadas dosis de riego (250 mm) y de fertilización nitrogenada (200 kg N ha^{-1}). Además, la susceptibilidad a la lixiviación fue asociada con el régimen de precipitaciones, siendo mayor en los periodos de abundantes precipitaciones (Costa *et al.*, 2002; Rimski-Korsakov *et al.*, 2004; Zamora *et al.*, 2004, Rodríguez, 2006). Por otra parte, en otro estudio realizado en la Pampa Arenosa, en un año de experimentación con maíz en que el cultivo pudo desarrollar su potencial productivo, aún con dosis de 240 kg N ha^{-1} , la lixiviación no fue un proceso de importancia al momento de cosecha (Rimski-Korsakov *et al.*, 2008).

Para la implementación de estrategias de manejo que mejoren la eficiencia de uso del N (EUN) del maíz, resulta imprescindible comprender sus principales componentes, particularmente la eficiencia de utilización y absorción de N (Uribelarrea *et al.*, 2007). Moll *et al.* (1982) definieron la eficiencia del uso del N como la producción de granos por unidad de N disponible para el cultivo. La disponibilidad de agua del suelo es crítica para una producción eficiente de maíz, aumentando la eficiencia de uso de agua (EUA) y de N (EUN) en forma conjunta se puede incrementar la productividad (Dardanelli *et al.*, 2002).

El **objetivo** específico de este capítulo fue evaluar el contenido de N residual y potencialmente lixiviable y su asociación con atributos del cultivo de maíz en fertilizaciones nitrogenadas uniforme y sitio-específica por zonas de manejo. Para ello, se puso a prueba la **hipótesis** que la reducción de la dosis de N con fertilización sitio-específica disminuye el riesgo de lixiviación de N en zonas con restricciones en la oferta hídrica y nitrogenada; mientras que en las zonas de alta productividad, el N residual se reduce ante incrementos en la dosis de N, debido a mayor EUA y EUN por el cultivo.

2.2 MATERIALES Y MÉTODOS

En un establecimiento próximo a la localidad de Vedia, Partido de L. N. Alem, al oeste de la provincia de Buenos Aires ($34^{\circ} 23' \text{ S}$, $61^{\circ} 35' \text{ O}$) ubicado en la subregión de la Pampa Interior (Díaz Zorita *et al.*, 2002), comúnmente denominada “Pampa Arenosa” (Figura 2.2.1), fueron seleccionados cuatro lotes de producción de maíz cultivados durante dos campañas sucesivas de cultivo, 2007-2008 (año 1) y 2008-2009 (año 2).

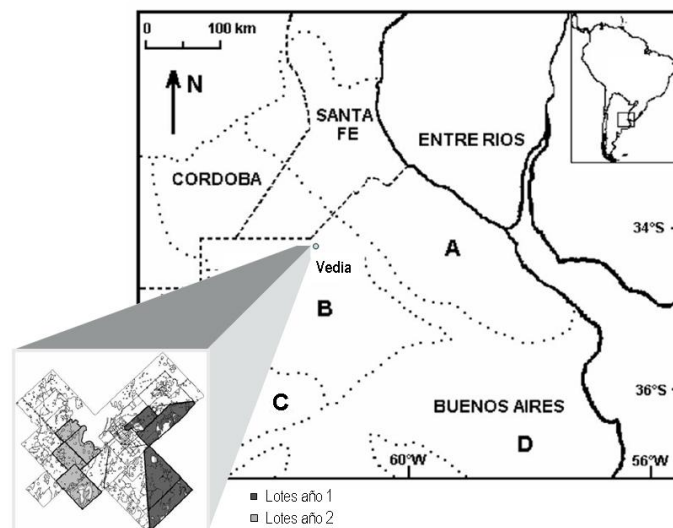


Figura 2.2.1. Ubicación del establecimiento y localización del sitio de estudio (Vedia) en el Oeste de la Región Pampeana. Las líneas punteadas (...) indican los límites de las subregiones de la Región Pampeana. A: Pampa Ondulada; B: Pampa Interior llana; C: Pampa Interior Oeste; D: Pampa deprimida. Las líneas rectas (---) indican los límites provinciales. El cuadro superior derecho muestra la localización del área dentro de Sudamérica.

Características de las zonas de manejo

En el establecimiento donde se realizaron los experimentos, los rendimientos del maíz difieren en un 20-40 % por debajo del promedio del lote en las posiciones de lomas, siendo éstas las zonas de menor productividad. En cambio, las posiciones más bajas (media-loma y bajo), los rendimientos superan entre un 15 % y 25 % al promedio del lote, resultando zonas de mayor productividad (Mangas, 2006). La variabilidad en los rendimientos históricos de trigo (*Triticum aestivum* L.), maíz (*Zea mays* L.) y soja (*Glycine max.* L.) identificada de acuerdo a los mapas de rendimientos y registros propios del establecimiento se resume en la Tabla 2.2.1 (Ricardo Reichart, comunicación personal, 2010).

Tabla 2.2.1. Rendimiento promedio histórico (campanías comprendidas entre los años 2000-2008) de maíz, trigo y soja, por posición topográfica.

Cultivos	Loma	Media-loma	Bajo	CV
	----- t ha ⁻¹ -----			%
Maíz	7,90 (0,10)*	10,07 (0,13)	11,90 (0,15)	20,00
Trigo	3,38 (0,09)	4,22 (0,15)	4,65 (0,14)	15,80
Soja 1ra	2,88 (0,11)	3,94 (0,16)	4,54 (0,12)	22,17
Soja 2da	2,36 (0,15)	2,65 (0,13)	2,86 (0,08)	10,02

*Error estándar. CV: coeficiente de variación entre las 3 posiciones topográficas.

Se identificaron tres zonas de manejo (ZM) de acuerdo al potencial productivo y a su posición topográfica:

1. Zonas de baja productividad (BP): ubicados en las lomas y cordones medanosos altos del paisaje, siendo las posiciones más elevadas del paisaje que forman un ángulo cóncavo con el terreno, con una cota relativa superior a la media del lote.

2. Zonas de productividad media (MP): ubicadas en posiciones topográficas intermedias (media-loma), cordones arenosos bajos y medias-lomas de cordones altos, con mayor pendiente respecto de las lomas y los bajos.

3. Zonas de alta productividad (AP): situadas en posiciones más bajas y deprimidas que forman un ángulo convexo con el terreno, con una cota relativa inferior a la media del lote.

Para el presente capítulo fueron consideradas las dos ZM más contrastantes, las zonas de AP y BP del maíz. Además, se tuvo en cuenta la proporción de ZM según inventario general de aptitud de suelos propio del establecimiento de estudio (Tabla 2.2.2).

Tabla 2.2.2. Superficie y proporción de zonas de alta y baja productividad según aptitud de suelos del establecimiento (Tecnisuelo, 1991).

Aptitud de Suelos	Superficie ha	Proporción %	Zonas de productividad
I-1	4935,3	39,4	Alta
I-2	1442,1	11,5	Alta
IIIes	2742,7	21,9	Baja
IVe	80,7	0,6	Baja
VIws	438,4	3,5	-
VIIws	124,1	1,0	-
Calles	64	0,5	-
Lagunas	1375,9	21,6	-

Caracterización de los suelos por zonas de manejo

Los suelos predominantes por lote y posición topográfica fueron caracterizados mediante calicatas. Se extrajeron muestras por horizontes para determinar en la capa superficial (horizonte A): carbono oxidable (Cox) (Walkey & Black, 1934), composición textural (Gee & Or, 2002), densidad aparente (Blake & Harge, 1986), pH y conductividad eléctrica (Mc Lean, 1982), capacidad de intercambio catiónico (Bower *et al.*, 1952) y capacidad de agua disponible (CAD); y en los otros horizontes del perfil: composición textural, densidad aparente, pH y CAD. La CAD fue estimada por diferencia entre el agua del suelo retenida a potenciales mátricos de -33 kPa y -1500 kPa utilizando membrana de Richard (Klute, 1986). Para ello, se emplearon muestras de suelo sin disturbar por duplicado. La CAD fue correlacionada con la obtenida por funciones de pedotransferencia como la propuesta por Rawls *et al.* (1991).

En cada lote se discriminaron ZM en base a mapas de suelos (escala 1:6000) y mapas de rendimientos propios del establecimiento (últimos 6 años). Los mapas de suelos permitieron diferenciar Series y Fases de los suelos predominantes, Hapludoles típicos y Hapludoles enticos (NRCS, 2003).

Los Hapludoles enticos, de escaso desarrollo pedogenético y algo excesivamente drenados, se distribuyen ocupando lomadas altas y cordones medianosos de orientación predominante norte-sur dentro de los ambientes ondulados. Manifiestan un perfil simple (tipo A-AC-C), originado a partir de sedimentos eólicos profundos de textura areno-franca. El horizonte superficial es pardo franco-arenoso y friable y de estructura débil. En los Hapludoles típicos, originados a partir de sedimentos eólicos medianamente gruesos, ricos en bases y de textura franco-arenosa, se observó un perfil de relativamente escasa evolución pedogenética (perfil simple tipo A-B-C). Estos suelos ocupan posiciones ligeramente más deprimidas, con drenaje moderadamente bueno y

texturas algo más finas (17 % de arcilla en el horizonte B_w) y tonalidad más oscura, respecto de los Hapludoles enticos. El material originario (horizonte C) se extiende desde los 68-78 cm de profundidad, de textura franco-arenosa y reacción neutra (Tablas 2.2.3 y 2.2.4). En los Hapludoles típicos, la capa freática se alojó entre los 150-200 cm de profundidad al momento del muestreo, pudiendo fluctuar entre los 120-150 cm en períodos húmedos (Niborski, comunicación personal, 2010). Los lotes experimentales del establecimiento bajo estudio presentaron una pendiente máxima de 0,006 - 0,019 m m⁻¹.

En los dos años experimentales las zonas de BP fueron caracterizadas como Hapludoles enticos fase convexa. Éstas presentaron bajos contenidos de Cox y capacidad de almacenamiento de agua útil del perfil (CADp) y elevado contenido de arenas, respecto de las zonas de AP. La CADp de las zonas de BP fue de 70 mm m⁻¹ en promedio para los dos años. Las zonas AP fueron caracterizados como Hapludoles típicos y la CADp fue de 121 mm m⁻¹ en promedio para los dos años. El Hapludol típico evidenció un contenido de Cox superior y una menor proporción de arenas que los Hapludoles enticos, en ambos años experimentales (Tablas 2.2.3 y 2.2.4).

Tabla 2.2.3: Características principales del suelo por zonas de manejo del año 1 (Muschietti Piana *et al.*, 2010c).


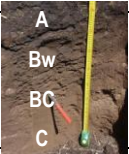

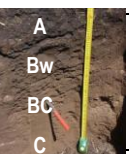
Suelos y Horizontes	Espesor cm	Arena -----	Arcilla % -----	Limo -----	Dap g cm ³	CAD mm	pH 1:2,5	CE dS m ⁻¹	CIC meq 100 g ⁻¹	Cox g kg ⁻¹
Zonas de Baja Productividad - Hapludol entico, fase convexa										
 A	0-29	68,2	10,9	20,5	1,46	24,7	5,5	0,09	13,9	12,0
AC1	29-55	73,4	11,7	14,9	1,41	21,0	6,0	0,06		
AC2	55-82	75,1	9,7	15,2	1,41	15,3	6,5	0,03		
C	82-118+	78,5	7,9	13,5	1,41	16,2	6,1	0,03		
Zonas de Alta Productividad - Hapludol típico										
 A	0-30	44,1	20,5	35,4	1,36	36,1	5,9	0,09	17,4	18,0
Bw	30-52	54,0	17,6	28,4	1,40	24,1	6,2	0,24		
BC	52-78	54,4	19,4	28,5	1,41	27,8	7,4	0,69		
C	78-107+	59,2	15,1	25,7	1,41	32,6	7,6	0,96		

Tabla 2.2.4: Características principales del suelo por zonas de manejo del año 2 (Muschietti Piana *et al.*, 2010b).

Suelos y Horizontes	Espesor cm	Arena -----	Arcilla % -----	Limo -----	Dap g cm ³	CAD mm	pH 1:2,5	CE dS m ⁻¹	CIC meq 100 g ⁻¹	Cox g kg ⁻¹
Zonas de Baja Productividad - Hapludol entico, fase convexa										
 A	0-31	64,7	10,8	24,5	1,46	19,8	5,4	0,08	13,9	12,1
AC1	31-58	68,3	8,6	21,5	1,40	16,2	5,9	0,07		
AC2	58-76	72,1	8,7	18,1	1,41	13,2	6,5	0,03		
C	76-100+	77,7	7,2	16,4	1,41	15,3	6,9	0,03		
Zonas de Alta Productividad - Hapludol típico										
 A	0-32	48,9	17,8	33,1	1,29	31,6	5,7	0,09	17,4	20,2
Bw	32-50	51,4	17,3	31,3	1,51	21,8	5,8	0,11		
BC	50-68	53,2	15,0	31,9	1,47	30,8	6,2	0,58		
C	68-100+	63,7	14,6	22,7	1,44	37,3	6,7	0,96		

Diseño experimental

El diseño experimental fue en bloques con un arreglo anidado con 4 repeticiones en cada año experimental, considerando los lotes como repeticiones. Los lotes fueron seleccionados de manera aleatoria y fueron diferentes en cada campaña de maíz (2007-2008 y 2008-2009). Se denominó “año 1” y “año 2” a cada campaña de maíz, respectivamente.

Las zonas de AP presentaron en promedio una cota relativa de 0,75 m inferior a la cota promedio del lote, y las zonas de BP una cota relativa de 0,83 m superior a la cota promedio del lote. Para ello, se realizó un levantamiento altimétrico mediante estación total (Kolidá R455). La cota topográfica (expresada en metros sobre el nivel del mar) de cada ZM y el gradiente (pendiente máxima) de cada lote fueron resumidas en la Tabla 2.2.5.

Tabla 2.2.5. Cota topográfica (m) de las ZM (BP y AP) y pendiente máxima (%) por lote de cada año experimental.

ZM			
Lotes	BP	AP	Pendiente máxima
	Cota (m)		(%)
Año 1			
FL1	90	95	0,5
FL2	92,5	95,3	0,37
SI6	90	95	1,25
SI10	90	92,5	0,3
Año 2			
BT1	90	97,5	0,57
BL12	89,5	95	0,37
BL13	92,5	95	0,5
BL15	92,5	95,3	5

BP: zonas de baja productividad, AP: zonas de alta productividad

Experimentos de fertilización nitrogenada

La dosis de fertilización nitrogenada por ZM resultó en 4 tratamientos (Tabla 2.2.6).

Tabla 2.2.6: Valores medios de fertilización, densidad de siembra del maíz por ZM, y tecnología de fertilización de N para los dos años experimentales.

ZM	Tecnología de fertilización de N	Posición topográfica	Densidad siembra pl m ⁻²	Dosis P kg P ha ⁻¹	Dosis N kg N ha ⁻¹
Año 1					
BP	MSE	Loma	5,6	39	67
BP	MU	Loma	5,6	39	117
AP	MSE	Bajo	8,3	57	132
AP	MU	Bajo	8,3	57	117
Año 2					
BP	MSE	Loma	5,5	31	60
BP	MU	Loma	5,5	31	99
AP	MSE	Bajo	8,1	52	124
AP	MU	Bajo	8,1	52	99

ZM: zonas de manejo, BP: zonas de baja productividad, AP: zonas de alta productividad, MSE: manejo sitio-específico de N, MU: manejo uniforme de N.

Se denominó “manejo uniforme” (MU) cuando la dosis de N correspondió a la promedio del lote siendo la misma para las zonas BP y AP. Se denominó “manejo sitio-específico” (MSE) cuando dosis de N se definió según potencial productivo de cada ZM (Figura 2.2.2). Las dosis de N de todos los tratamientos se estimaron por el método de balance de N (Meisinger, 1984). En el año 2 se contó además con una franja testigo (sin N), con la finalidad de estimar las tasas de mineralización de cada ZM.

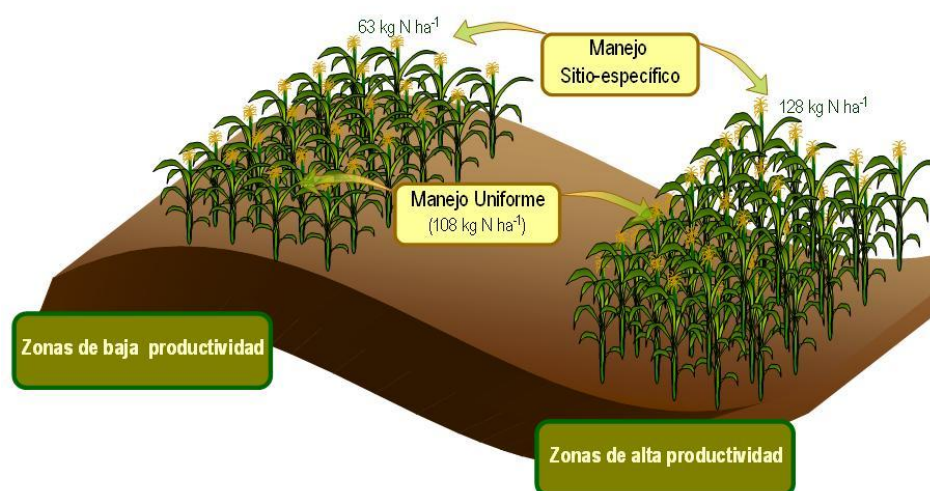


Figura 2.2.2: Esquema representativo de los tratamientos de fertilización nitrogenada según zonas de manejo y tecnología de fertilización. Las dosis de N (kg ha⁻¹) son ilustrativas y resultan del promedio de los dos años experimentales.

Para todos los lotes del año 1, el material genético de maíz utilizado fue DK747MG, y para los del año 2, se empleó el híbrido DK747MGRR2. La siembra fue realizada bajo sistema de siembra directa (últimos 10 años), el cultivo antecesor fue soja y la distancia entre hileras fue de 52,5 cm. En ambos años, la fertilización fosforada fue aplicada previo a la siembra del cultivo y se fertilizó al voleo con superfosfato triple (0-46-0). Los lotes productivos fueron fertilizados con urea (46-0-0) incorporada en la superficie de suelo, previo a la siembra del maíz, en ambos años experimentales. Se utilizó un sistema de posicionamiento diferencial satelital (DGPS) y una fertilizadora

adaptada para dosificación variable. La secuencia de rotación de todos los lotes productivos fue maíz - trigo/soja-soja. Para el control químico de malezas en todos los lotes de los dos años experimentales se aplicaron $2,6 \text{ l ha}^{-1}$ en promedio de atrazina ($50 \text{ g } 20 \text{ l}^{-1}$), como herbicida selectivo en pre-siembra del cultivo. Además, se aplicaron en promedio $1,25 \text{ l ha}^{-1}$ S-Metolacoloro ($96 \text{ g } 100 \text{ cm}^3$) como herbicida pre-emergente de acción sistémica para controlar malezas de hoja angosta y $2,4 \text{ kg ha}^{-1}$ de glifosato (N-fosfometilglicina) como herbicida no selectivo de amplio espectro.

Muestreo y determinaciones analíticas (suelo - cultivo)

En los dos años experimentales, el diseño de muestreo fue dirigido y por ZM (Tabla 2.2.6). Se recogieron muestras de suelo por duplicado para cada tratamiento mediante muestreador profundo “Eijkelkamp” (Figura 2.2.3) a intervalos regulares de 0,30 m hasta 2-3 m de profundidad (variable según la profundidad de la capa freática). Todas las muestras de suelo fueron desmenuzadas a un tamaño inferior a 8 mm, homogeneizadas y acondicionadas en freezer a -4°C , para su posterior determinación en laboratorio (Figura 2.2.3).



Figura 2.2.3: Esquema representativo del muestreo profundo de suelos de los dos años experimentales.

Los momentos de muestreo de suelos fueron dos: pre-fertilización del cultivo (3-7 días antes de la aplicación de N), y pos-cosecha del cultivo (15-20 días posteriores a la cosecha del maíz), para cuantificar el contenido hídrico y de nitratos en el perfil del suelo (Figura 2.2.3).

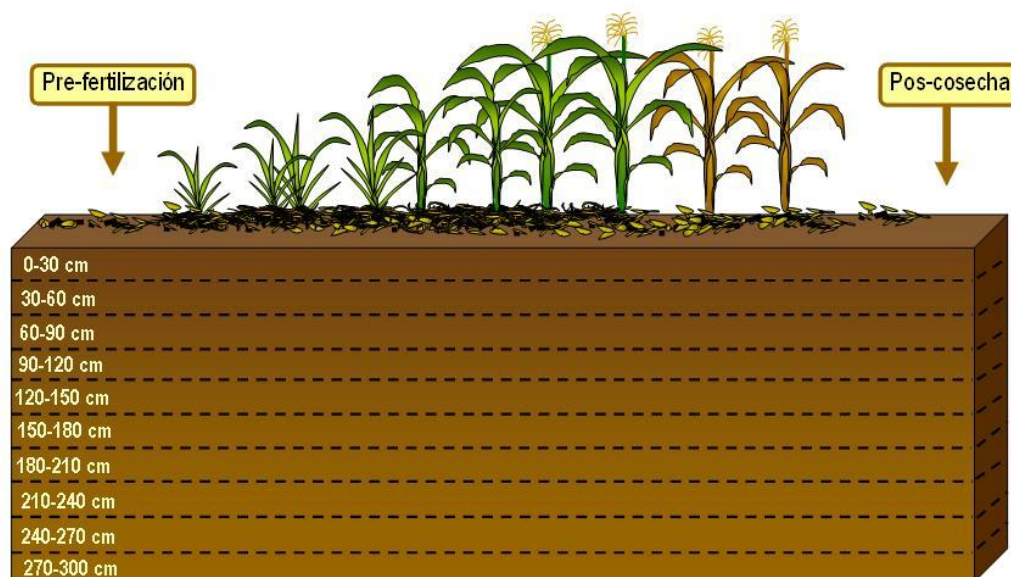


Figura 2.2.4: Esquema representativo de los momentos del muestreo de suelos de los dos años experimentales.

El contenido de N en forma de nitratos (N-NO_3^-) en el perfil del suelo fue determinado siguiendo la técnica de diazotación de SNEDD (Marbán, 2005). Dicha técnica supone una extracción de NO_3^- sobre una muestra de suelo húmeda con una solución de CuSO_4 y H_3BO_3^- , y una posterior colorimetría. El extracto fue floculado con el agregado de $(\text{HO})_2\text{Ca}$, y luego de agitado, se dejó decantar por 24 hs. Para la colorimetría, se tomó una alícuota del extracto y se adicionó un agente catalizador ($\text{SO}_4\text{Cu} + \text{HONa}$), y el sulfato de hidrazina como agente reductor. Se desarrolló el color mediante el reactivo SNEDD, compuesto de una mezcla de sulfanilamida (N-Naftil) y etilendiamina diclorhidrato. La concentración de N-NO_3^- fue determinada por espectrofotometría en la longitud de onda de 540 nm. Todas las muestras de suelo fueron determinadas por duplicado. En forma simultánea a la extracción de NO_3^- , se determinó el contenido de humedad actual de cada muestra de suelo. Para ello, se pesaron aproximadamente 30 g de cada muestra de suelo en taras metálicas (de peso conocido) en una balanza digital “Ohaus” modelo Scout (capacidad 200 g; sensibilidad $\pm 0,01$ g); fueron secadas en estufa a 105°C durante 48 hs y pesadas nuevamente. El contenido de N-NO_3^- (kg ha^{-1}) fue calculado como la suma de los productos entre la concentración de NO_3^- (mg kg^{-1}), la densidad aparente (g cm^{-3}) y el espesor de cada estrato de suelo muestreado (cm) a lo largo del perfil. El N residual fue denominado al contenido de N-NO_3^- a pos-cosecha del maíz hasta 1,5 m de profundidad y por debajo del 1,5 m fue considerado N potencialmente lixiviable (Follet *et al.*, 1995). Además, se determinó el contenido de N-NO_3^- (mg l^{-1}) en muestras de agua para bebida recogidas por sextuplicado del molino del establecimiento en el segundo año experimental.

A madurez fisiológica del maíz (R_6) (Ritchie & Hanway, 1982) se recolectaron plantas en una superficie equivalente a 3 m^2 de cultivos para estimar la producción de biomasa aérea (rastrojo y grano). Dichas muestras fueron secadas en estufa a 60°C durante 48 hs hasta alcanzar constancia de peso. Posteriormente, se pesaron y molieron (1 mm de malla) para realizar las determinaciones correspondientes. El N vegetal (rastrojo y grano) fue determinado por el método Kjeldhal (Bremmer & Mulvaney, 1982). El N vegetal en cada fracción fue calculado como el producto de la concentración de N (en base de peso seco) y su peso seco.

Eficiencia en el uso del agua

La eficiencia en el uso del agua para grano (EUAg) fue calculada como el cociente del rendimiento en grano (kg MS ha^{-1}) y la lámina total (mm). La eficiencia en el uso del agua para biomasa total (EUA_{BT}) resultó de la relación entre la biomasa total aérea acumulada por el cultivo y la lámina total para cada zona de manejo. La lámina de agua total fue obtenida por la ecuación de balance hídrico, calculado como la diferencia entre la lámina de agua al momento de la siembra y a cosecha más las precipitaciones totales ocurridas durante el ciclo del cultivo (Dardanelli *et al.*, 2002). La lámina de agua (mm) fue calculada como el producto de la humedad gravimétrica, la densidad aparente (g cm^{-3}) y la profundidad de cada espesor.

Registros climáticos

Las precipitaciones y temperaturas durante el ciclo del cultivo fueron registradas en forma mensual por la estación meteorológica propia del establecimiento de estudio. En el año 1, las temperaturas mínimas superaron al promedio histórico únicamente en la etapa inicial del cultivo (septiembre y octubre). En el año 2, en cambio, las temperaturas mínimas se ubicaron por debajo del promedio histórico, excepto en los meses de noviembre y diciembre que lo superaron entre 1-7 %. La temperatura máxima se ubicó por encima del promedio en ambos años, especialmente en el año 2 donde la temperatura máxima superó al promedio entre 7-24 %, alcanzando $32,3^{\circ}\text{C}$ en el mes de enero. La temperatura media durante el ciclo del cultivo en el año 1 fue similar a los registros históricos, mientras que en el año 2, la misma superó a la media histórica en un 18 y 14 % en los meses de noviembre y marzo, respectivamente (Figura 2.2.5 a).

Las precipitaciones acumuladas durante el año 1, desde el momento de la siembra hasta la cosecha del cultivo, fueron de 453,5 mm, un 47 % por debajo del promedio histórico. En el año 2, se registraron 418,8 mm y resultaron un 52 % menor que las precipitaciones medias históricas (Figura 2.2.5 b). En ambos años, las precipitaciones ocurridas durante el período de definición del rendimiento (15 días \pm floración) resultaron inferiores al promedio histórico (diciembre). Durante el mes de enero, las precipitaciones resultaron 56 y 90 mm menores respecto del promedio histórico en el año 1 y año 2, respectivamente (Figura 2.2.5 b).

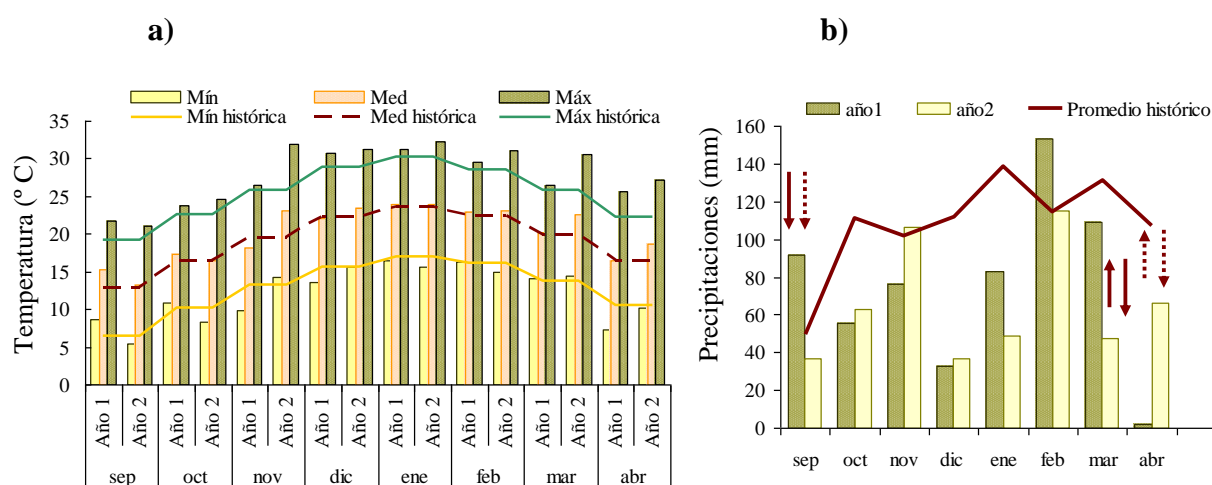


Figura 2.2.5: (a) Temperaturas y (b) precipitaciones mensuales durante el ciclo de crecimiento del cultivo en las dos campañas de maíz. Registro histórico de temperaturas y de precipitaciones

(series de 1970- 2009). Flechas hacia abajo indican momentos de muestreo de suelos. Flechas hacia arriba indican momento de muestreo de cultivo. Flechas punteadas: año 1, flechas negritas: año 2.

Además, se calculó el balance hídrico por diferencia entre la evapotranspiración potencial del cultivo (ET_c) y las precipitaciones ocurridas durante el ciclo del maíz con la finalidad de evaluar las condiciones hídricas durante los estadios del cultivo. La ET_c fue estimada por el método de Penman-Monteith FAO para datos diarios (Allen *et al.*, 1998).

N mineralizado

El N mineralizado (N_{min}) durante el ciclo del maíz fue obtenido a partir de las tasas de mineralización de cada zona de manejo de la franja testigo estimadas únicamente en el año 2 según la ecuación propuesta por Schepers & Meisinger (1994):

$$N_{\min} = N\text{-NO}_3^- \text{ residual} + N_{\text{vegetal (grano+rastrajo)}} - N\text{-NO}_3^- \text{ inicial}$$

N disponible

El N disponible (N_d) para el maíz fue calculado como el contenido de N-NO₃⁻ del suelo hasta 1,5 m de profundidad al momento de la siembra (N_i) más el N fertilizante (N_f) y el N mineralizado (N_{min}) durante el ciclo del cultivo (N_d = N_i + N_f + N_{min}).

Eficiencia de uso del N

La eficiencia de uso del N para grano (EUN_g) fue calculada por el producto de las eficiencias de utilización (EU_{tN}) y de absorción (EAbN) del N. La EU_{tN} resultó del cociente entre el rendimiento en grano y el N vegetal (rastrajo + grano), y la EAbN resultó del cociente del N vegetal y el N_d. La eficiencia de uso del N para la biomasa total (EUN_{BT}) fue calculada como el cociente de la biomasa total producida por el maíz (rastrajo + grano) y el N_d (Moll *et al.*, 1982).

Análisis estadísticos

Se realizó un análisis estadístico de los resultados de cada campaña de maíz en forma separada, debido a que los lotes (repeticiones) fueron diferentes en cada año experimental (año 1 y año 2). Los resultados fueron analizados mediante análisis de varianza (ANOVA) con un arreglo anidado, donde la tecnología de fertilización de N (MSE, MU) fue anidada en la zona de manejo. Se utilizó una prueba de LSD para detectar diferencias entre las medias de los tratamientos (p<0,05), previamente comprobado el supuesto de normalidad en la distribución de las observaciones y la homogeneidad de varianzas. Para ello, se empleó el software estadístico infoStat (2004).

El N residual (kg ha⁻¹) fue ponderado por la proporción de cada ZM dentro de los lotes con la finalidad de comparar el efecto de las tecnologías de fertilización de N a nivel de lote. Estos resultados se analizaron mediante una prueba t de Student para muestras apareadas mediante el programa Statistica v7 (2007).

Dada la dependencia entre observaciones de los estratos de suelo muestreados en profundidad (intervalos de 0,30 m), el contenido de N-NO₃⁻ y la humedad fueron analizados a partir de un ANOVA para un modelo lineal general con medidas repetidas, en donde la repetición fue anidada dentro de la profundidad. Luego, se realizó una

prueba Post-Hoc mediante el test de Tukey HSD para detectar diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$) (Statistica, 2007). Además, se realizaron análisis de correlación lineal entre las variables analizadas.

2.3 RESULTADOS

Oferta hídrica y nitrogenada del suelo

El patrón de distribución del contenido inicial de N-NO_3^- en el perfil del suelo fue similar en los dos años experimentales. La mayor acumulación de N-NO_3^- ($p < 0,05$) fue evidenciada en el estrato superficial (0-30 cm) en todos los tratamientos para ambos años, y fue menor que en el resto del perfil (Figuras 2.3.1 a y c). En el año 2, se observó una tendencia decreciente del contenido de N-NO_3^- en profundidad, siendo menores en el estrato de 120-150 cm (Figura 2.3.1 c). En ambos años, las ZM de alta productividad (AP) presentaron un mayor contenido de N-NO_3^- que las zonas de baja productividad (BP).

El contenido de humedad inicial del suelo presentó un patrón de distribución en profundidad diferente entre ZM, debido a la composición textural de los suelos asociados (Tablas 2.2.3 y 2.2.4). En el año 1, las zonas de BP presentaron mayor contenido hídrico promedio los estratos superficiales (17 y 18 % para los tratamientos MSE y MU, respectivamente en 0-60 cm), decreciendo a partir de los 60 cm hasta el estrato de 120-150 cm (9 y 10 % para MSE y MU, respectivamente) (Figura 2.3.1 b). Es decir, que en las zonas de BP, el contenido hídrico en superficie fue un 53 % superior ($p < 0,05$) a lo cuantificado a 120-150 cm de profundidad, independientemente del tratamiento de fertilización. Paralelamente, la misma tendencia se observó en el año 2 (Figura 2.3.1 d), donde el contenido hídrico promedio del estrato superficial en las zonas BP fue un 57 % superior a lo cuantificado en el estrato inferior (120-150 cm).

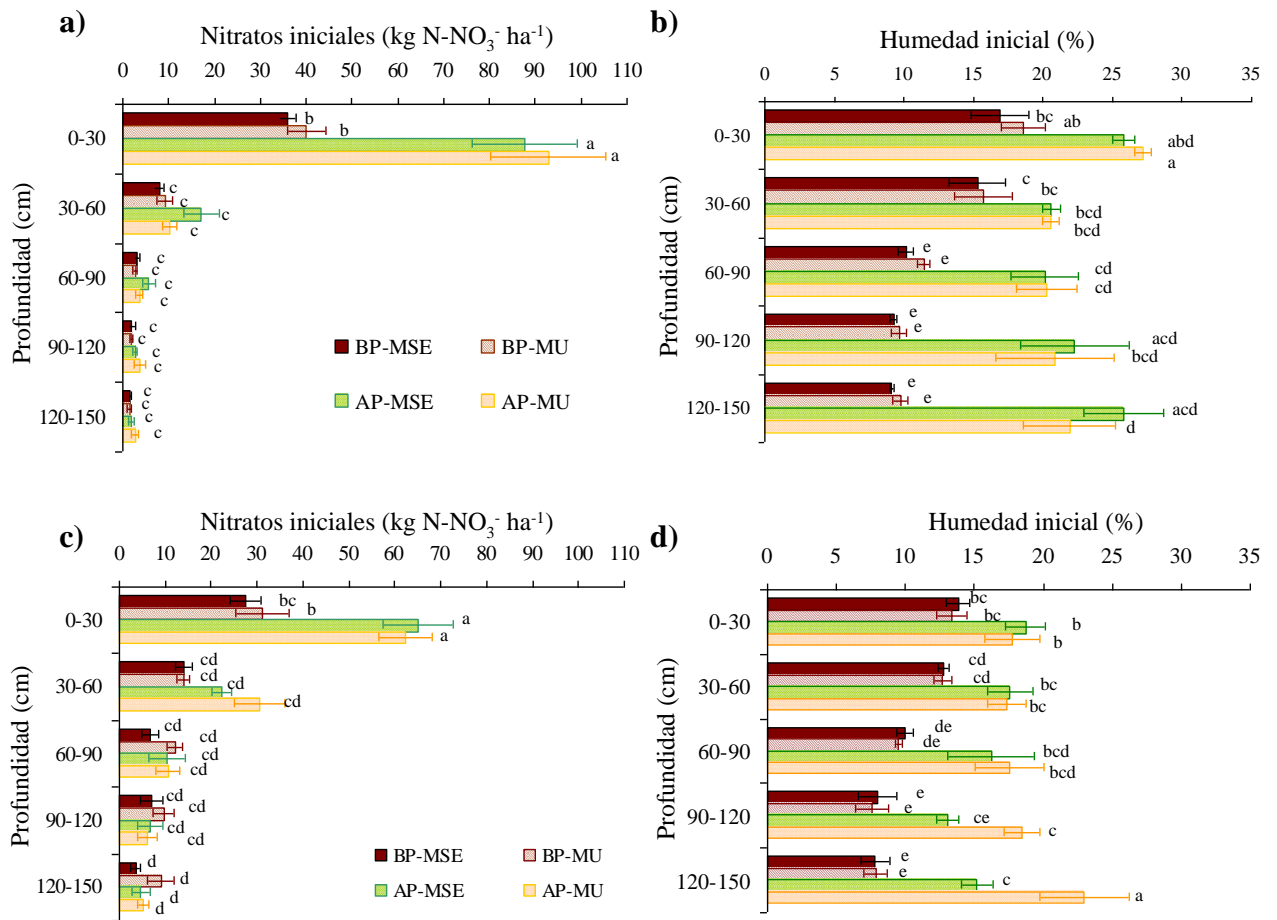


Figura 2.3.1: Valores medios del contenido de nitratos iniciales (a) en el año 1 y (c) en el año 2; humedad inicial (b) en el año 1 y (d) en el año 2, por estratos (0-30 cm) del perfil del suelo por tratamiento. Barras horizontales indican error estándar. BP: zonas de baja productividad, AP: zonas de alta productividad, MSE: manejo sitio-específico, MU: manejo uniforme de N. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

Las zonas de AP evidenciaron una distribución más homogénea en los perfiles hídricos en el año 1, siendo que el contenido de humedad promedio fue de 26 % en el estrato superficial, y de 24 % en el estrato 120-150 cm (Figura 2.3.1 b). En cambio, en la zona de AP del año 2, la humedad gravimétrica cuantificada en superficie para el tratamiento MU fue menor en un 29 %, respecto del estrato 120-150 cm. Sin embargo, para el tratamiento MSE en dicha zona, la humedad promedio del estrato superficial fue de 19 %, y superó al estrato inferior en un 23 % (Figura 2.3.1 d). En el año 1, las zonas de AP evidenciaron un mayor contenido hídrico ($p < 0,05$) que las zonas de BP a lo largo del perfil a partir de los 60 cm de profundidad.

El contenido de N-NO₃⁻ (kg ha⁻¹) del suelo (0-1,5 m) previo a la fertilización nitrogenada (Ni), el N mineralizado durante el ciclo del cultivo (N_{min}); y la lámina de agua del suelo (0-1,5 m) al momento de la siembra del maíz por tratamiento se resumen en la Tabla 2.3.1.

Tanto en el año 1 como en el año 2, el Ni y la lámina de agua a la siembra del maíz no presentaron diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$). Ambos atributos resultaron mayores ($p < 0,05$) en las zonas de AP que en las zonas de BP en ambos años experimentales, evidenciando una marcada diferencia entre ZM (Tabla

2.3.1). En el año 1, las zonas de AP resultaron en promedio en 72 kg ha⁻¹ de Ni por encima de las zonas de BP, mientras que en el año 2, esa diferencia fue de 43 kg ha⁻¹. El N_{min} durante el ciclo del cultivo en las zonas de AP superó en 143 kg ha⁻¹ en promedio al estimado en las zonas BP en el año 1, y en 133 kg ha⁻¹ en el año 2. La diferencia en la lámina de agua del suelo observada entre ZM fue en promedio de 195 mm para el año 1, y 147 mm para el año 2 (Tabla 2.3.1).

Tabla 2.3.1: Valores medios de N inicial (Ni), N mineralizado durante el ciclo del cultivo (N_{min}), y lámina de agua del suelo (0-1,5 m) a la siembra del maíz por tratamiento.

Tratamiento	N _i --- kg N-NO ₃ ⁻ ha ⁻¹ ---	N _{min}	Lámina mm
Año 1			
BP - MSE	50,4 (3,7)* b	35,8 (2,7) b	274,4 (11,4) b
BP - MU	56,9 (3,9) b	35,8 (2,7) b	294,0 (21,9) b
AP - MSE	115,1(13,3) a	179,7 (4,8) a	493,9 (42,8) a
AP - MU	117,5 (11,6) a	179,7 (4,8) a	465,5 (38,5) a
Año 2			
BP - MSE	59,0 (9,3) b	33,4 (1,4) b	222,5 (11,7) b
BP - MU	75,9 (3,7) b	33,4 (1,4) b	214,3 (7,5) b
AP - MSE	108,2 (14,3) a	166,5 (3,7) a	342,9 (29,4) a
AP - MU	114,6 (6,7) a	166,5 (3,7) a	386,9 (27,8) a

*Error estándar. BP: zonas de baja productividad, AP: zonas de alta productividad, MSE: manejo sitio-específico, MU: manejo uniforme de N. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos (p<0,05).

Durante el ciclo del maíz del año 1, el balance hídrico resultó negativo en 89 mm (Tabla 2.3.2). La ETc estimada quintuplicó a las lluvias registradas en el mes de diciembre, mientras que en el mes de enero esa diferencia fue del orden del 82 % (Figura 2.3.2 a). El balance hídrico durante el ciclo del cultivo en el año 2 resultó negativo, siendo que la ETc superó en un 38 % al aporte hídrico por precipitaciones (Tabla 2.3.2). Las condiciones climáticas imperantes del año 2, sumado a que la ETc superó ampliamente a las precipitaciones ocurridas durante los meses de noviembre, diciembre, enero y marzo (balance hídrico negativo de 15; 140; 63 y 18 mm, respectivamente), estarían evidenciando un estrés hídrico del cultivo de maíz (Figura 2.3.2 a y b). Dicho estrés podría haber ocurrido especialmente por las escasas lluvias acumuladas hasta el período crítico para la definición del rendimiento del maíz, comprendido entre los ± 15 días de floración (mes de diciembre). Dadas las condiciones climáticas del año 2 antes descritas, es posible asumir que el ciclo del maíz resultó aún más seco que en el año 1 (Tabla 2.3.2).

Tabla 2.3.2: Evapotranspiración potencial del maíz (ETc) estimada según ecuación Penman-Monteith FAO (Allen *et al.*, 1998), precipitaciones (pp), y balance hídrico (Bce) totales durante el ciclo del maíz en los dos años experimentales.

	Total Ciclo	ETc	pp	Bce
			----- mm -----	
Año 1	160 días	542,5	453,5	-89,0
Año 2	175 días	578,7	418,8	-159,9

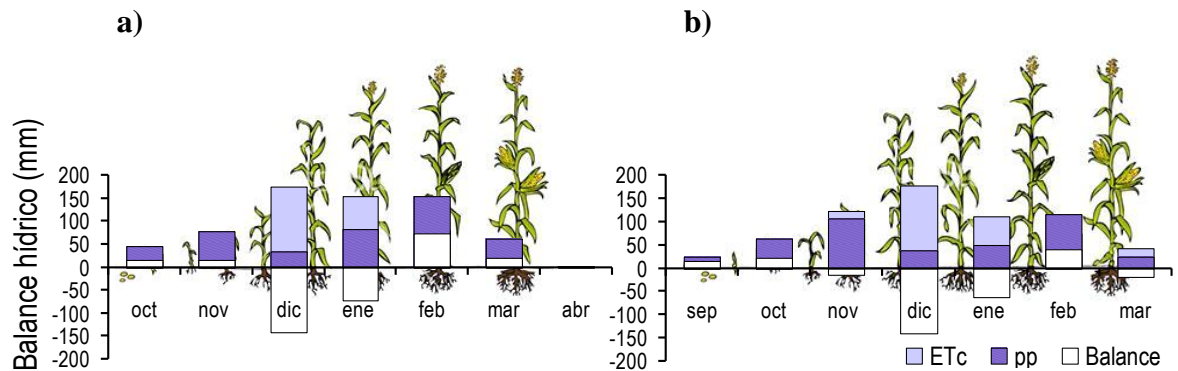


Figura 2.3.2: Balance hídrico (Bce) estimado por diferencia entre la evapotranspiración potencial del maíz (ETc), y las precipitaciones (pp) mensuales durante el ciclo del maíz (a) del año 1, y (b) del año 2.

Rendimiento y N vegetal

En el año 1, en las zonas de BP, la reducción de la dosis de N en un 40 % con MSE de N, no se tradujo en pérdidas de rendimiento en grano del maíz, ni en la acumulación de biomasa en rastrojo (B_r), respecto del MU. Paralelamente, el N vegetal en grano (N_g) y rastrojo (N_r) no presentó diferencias entre tecnologías de fertilización (Tabla 2.3.3). En cambio, en AP-MSE, el rendimiento en grano del maíz aumentó $3,1 \text{ t ha}^{-1}$, respecto del MU y la B_r resultó en $1,6 \text{ t ha}^{-1}$ mayor con MSE que con MU (Tabla 2.3.3). Además, el N_g resultó un 26 % mayor respecto del MU, aunque el N_r no presentó diferencias significativas entre tratamientos ($p=0,4$).

En el año 2, el rendimiento en grano de maíz en BP-MSE resultó 15 % mayor que con MU ($p<0,05$), aunque no hubo diferencias significativas en cuanto al N_g y N_r entre tratamientos ($p=0,22$). El rendimiento en grano en AP-MSE fue 23 % superior que con MU. Además, en éstas zonas el N_g se incrementó en un 27 % con MSE, respecto del tratamiento con MU. En ambas ZM, no hubo diferencias significativas entre tecnologías de fertilización nitrogenada en cuanto a B_r (Tabla 2.3.3).

Tabla 2.3.3: Valores medios de N vegetal en rastrojo (N_r) y grano (N_g), biomasa acumulada en rastrojo (B_r) y (B_g) grano del maíz por tratamiento.

Tratamiento	N_r --- kg N ha ⁻¹ ---	N_g --- kg N ha ⁻¹ ---	B_r --- t MS ha ⁻¹ ---	B_g --- t MS ha ⁻¹ ---
Año 1				
BP - MSE	42,6 (2,3)* b	93,8 (1,8) c	8,0 (0,5) b	7,6 (0,2) c
BP - MU	43,3 (7,7) b	96,5 (8,1) c	8,0 (0,6) b	7,4 (0,1) c
AP - MSE	71,2 (5,3) a	186,2 (17,6) a	10,8 (0,4) a	14,2 (0,4) a
AP - MU	70,6 (9,7) a	147,8 (13,2) b	9,2 (0,4) b	11,1 (0,5) b
Año 2				
BP - MSE	26,8 (2,6) b	105,3 (5,4) c	7,3 (0,3) b	8,4 (0,3) c
BP - MU	32,8 (6,8) b	113,2 (5,2) c	7,4 (0,2) b	7,3 (0,1) d
AP - MSE	73,6 (2,4) a	169,9 (3,5) a	10,5 (0,5) a	13,8 (0,2) a
AP - MU	70,0 (5,4) a	133,8 (5,7) b	9,4 (0,4) a	11,3 (0,3) b

*Error estándar de la media. BP: zonas de baja productividad, AP: zonas de alta productividad, MSE: manejo sitio-específico, MU: manejo uniforme de N. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($p<0,05$).

Durante los dos años experimentales, las zonas de BP no presentaron diferencias significativas entre tecnologías de fertilización en cuanto a la BT y N vegetal (rastrojo+grano). En las zonas de AP en cambio, el incremento de la dosis de N con la tecnología MSE resultó en una mayor acumulación de N vegetal y BT en ambos años experimentales. Para el año 1, el N vegetal en promedio resultó en 257 kg N ha⁻¹ en AP-MSE, mientras que en AP-MU fue de 218 kg N ha⁻¹ (Figura 2.3.3 b). La producción de biomasa total en las zonas AP resultó en 25 y 20,2 t ha⁻¹ con MSE y MU, respectivamente (Figura 2.3.3 a). Paralelamente, en el año 2, la BT y el N vegetal del maíz resultaron de 24,3 y 20,7 t ha⁻¹; 243,4 y 203,7 kg N ha⁻¹; en AP-MSE y AP-MU, respectivamente.

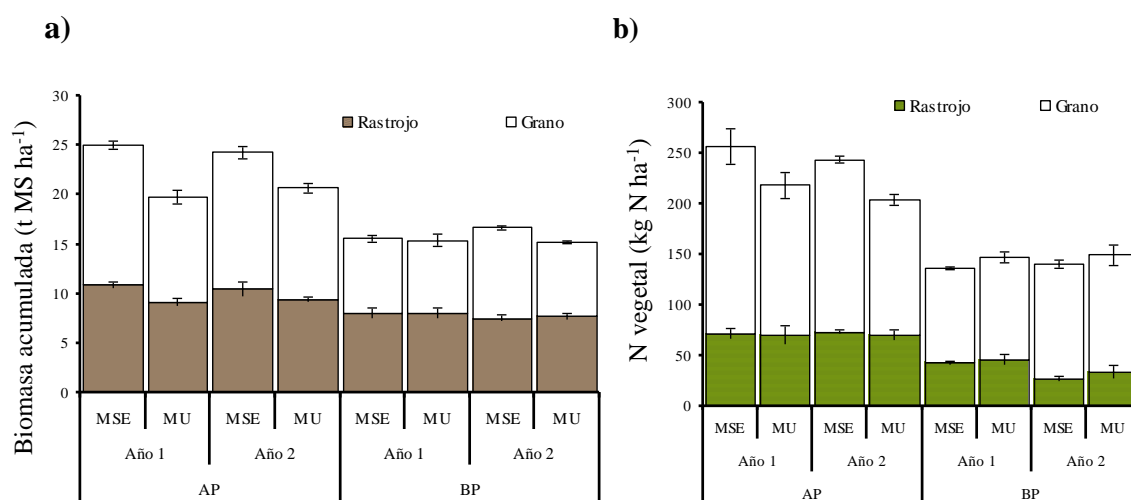


Figura 2.3.3: (a) Biomasa total (BT) acumulada (rastrojo + grano), y (b) N vegetal (rastrojo + grano) (kg ha⁻¹) por el maíz según tratamientos. Barras verticales indican error estándar de la media. AP: zonas de alta productividad, BP: zonas de baja productividad, MSE: manejo sitio-específico y MU: manejo uniforme de N.

Eficiencia en el uso del agua y del N

En el año 1, en las zonas de BP con MSE de N resultó en una mayor eficiencia de absorción de N (EAbN), respecto del MU (Tabla 2.3.4). Asimismo, con MSE se logró incrementar en 14,7 y 28,8 kg MS kg Nd⁻¹ la eficiencia en el uso del N para grano (EUN_g) y para la biomasa total (EUN_{BT}), respectivamente.

En las zonas de BP, la eficiencia en el uso del agua durante el ciclo del cultivo para la biomasa total (EUA_{BT}) con tecnología MSE superó en 6,5 unidades al MU de N ($p < 0,05$), aunque no hubo diferencias en cuanto a la EUAg ($p > 0,05$). En menor medida, en las zonas de AP, con MSE aumentó en un 21,4 % la EUN_{BT} y en un 19,6 % la EUA_{BT}, en relación a la tecnología de MU de N (Tabla 2.3.4).

En el año 2, en las zonas de BP, las eficiencias de utilización y uso del N en grano y biomasa total resultaron en promedio mayores ($p < 0,05$) con la tecnología MSE, respecto al MU.

La EUAg y EUA_{BT} en las zonas de BP no presentaron diferencias significativas entre tecnologías de fertilización; mientras que en las zonas de AP, con MSE resultaron mayores en un 18 y 14 % al MU, respectivamente (Tabla 2.3.4). Sin embargo, en las zonas de AP, la EUN_g y sus dos componentes (EU_{tN} y EAbN) no presentaron diferencias significativas ($p = 0,18$) entre las tecnologías de fertilización (Tabla 2.3.4).

Tabla 2.3.4: Valores medios de eficiencia de absorción de N (EAbN), de utilización de N en grano (EUtN), de uso del N para grano (EUN_g) y para la biomasa total (EUN_{BT}); y eficiencia en el uso del agua para grano (EUAg) y para biomasa total (EUA_{BT}) del maíz por tratamiento.

Tratamiento	EAbN - kg N _{veg} kg N _d ⁻¹ -	EUtN - kg grano kg N _{veg} ⁻¹ -	EUN _g ---- kg MS kg N _d ⁻¹ ----	EUN _{BT} ----- kg ha ⁻¹ mm ⁻¹ -----	EUAg	EUA _{BT}
Año 1						
BP – MSE	0,9 (0,0)* a	55,6 (1,9) a	49,9 (3,2) a	102,0 (2,6) a	17,3 (1,3) c	35,5 (2,7) b
BP – MU	0,7 (0,1) b	51,5 (3,3) a	35,2 (1,3) b	73,2 (3,0) b	14,0 (0,7) c	29,0 (1,2) c
AP – MSE	0,6 (0,1) bc	55,8 (3,3) a	33,4 (2,2) bc	59,1 (3,5) c	25,0 (1,5) a	44,2 (2,2) a
AP – MU	0,5 (0,1) c	51,5 (2,6) a	27,2 (2,2) c	49,4 (3,8) d	20,0 (1,2) b	36,4 (2,3) b
Año 2						
BP – MSE	0,8 (0,0) a	64,3 (2,1) a	56,3 (4,0) a	106,4 (7,1) a	16,5 (0,9) c	31,3 (0,9) c
BP – MU	0,7 (0,1) ab	50,5 (2,2) b	35,5 (1,5) b	71,7 (4,1) b	13,7 (0,5) c	25,8 (0,5) c
AP – MSE	0,6 (0,0) bc	56,8 (0,8) b	34,7 (1,6) b	61,3 (1,9) bc	27,2 (1,3) a	48,0 (1,3) a
AP – MU	0,5 (0,0) c	55,7 (2,7) b	29,5 (1,6) b	54,8 (1,8) c	22,9 (0,9) b	42,1 (0,9) b

*Error estándar de la media. BP: zonas de baja productividad, AP: zonas de alta productividad MSE: manejo sitio-específico, MU: manejo uniforme de N. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos (p<0,05).

En los dos años experimentales, la EUN_g presentó una relación lineal negativa con el N aplicado ($r^2=0,75$ y $p=0,005$ para el año 1, Figura 2.3.4 a; $r^2=0,6$ y $p=0,02$ para el año 2, Figura 2.3.4 b) en las zonas de BP. Mientras que en las zonas de AP, no se evidenció una relación significativa entre la EUN_g y el N aplicado.

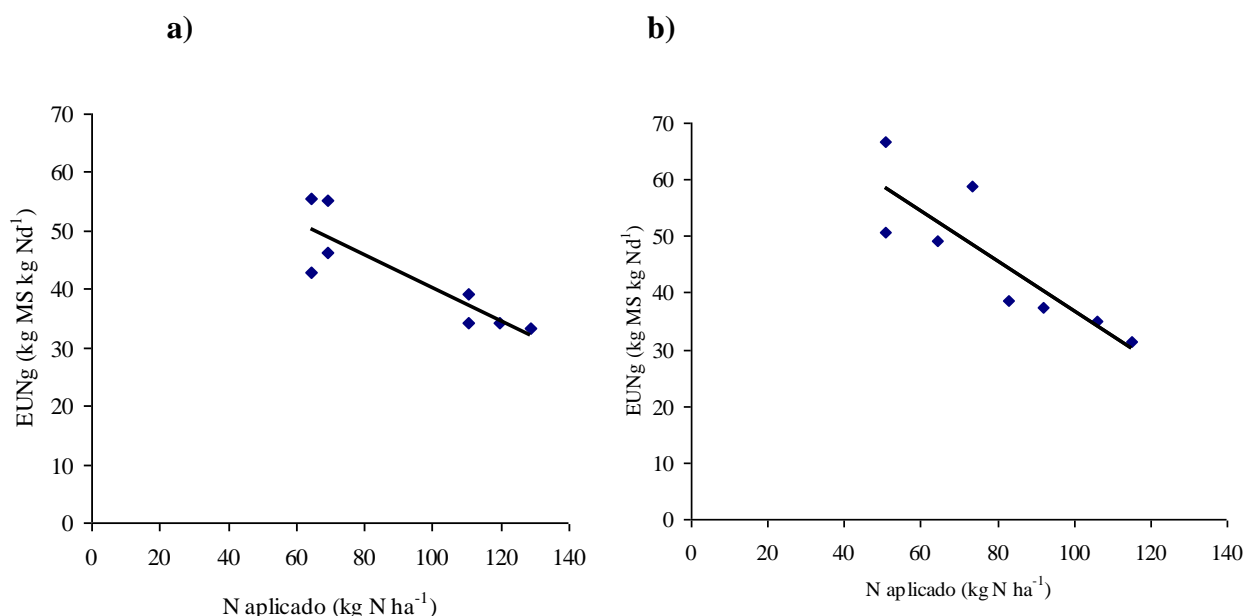


Figura 2.3.4: Eficiencia de uso de N para grano (EUN_g) y N aplicado (a) en el año 1 y (b) en el año 2, en zonas de baja productividad de maíz.

La $EUAg$ presentó una relación lineal negativa con el N aplicado en el año 1 ($r^2=0,55$ y $p=0,03$) y en el año 2 ($r^2=0,56$ y $p=0,03$) (Figura 2.3.5 a) pero únicamente en las zonas de BP. Asimismo, la EUA_{BT} resultó relacionada en forma lineal y negativa con el N aplicado en el año 1 ($r^2=0,58$ y $p=0,02$) y en el año 2 ($r^2=0,46$ y $p=0,04$) en dichas ZM (Figura 2.3.5 b).

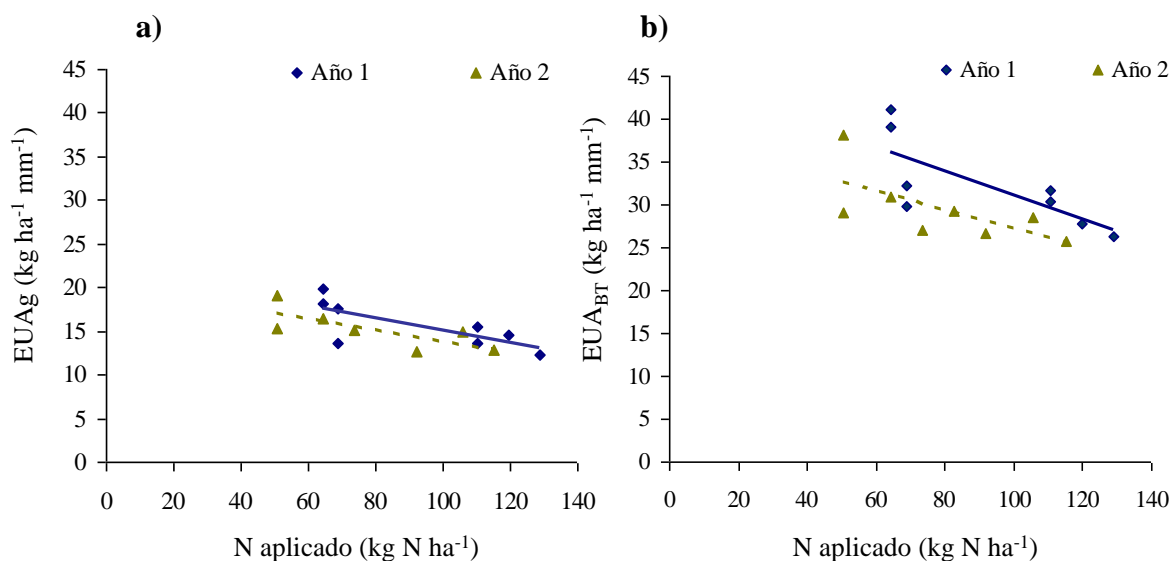


Figura 2.3.5: (a) Eficiencia de uso del agua para grano ($EUAg$) y N aplicado en el año 1 y 2, y (b) eficiencia en el uso del agua para biomasa total (EUA_{BT}) y N aplicado en el año 1 y 2, en zonas de baja productividad de maíz.

En las zonas de BP, la EUAg y EUNg presentaron una elevada correlación positiva ($r=0,8$) y significativa ($p=0,02$), y a su vez, la EUA_{BT} y EUN_{BT} se correlacionaron positivamente ($r=0,7$ y $p=0,004$). Dichas relaciones fueron evidenciadas únicamente en el año 1.

N y humedad residual del suelo

Al analizar el contenido de N y humedad residual del maíz a lo largo del perfil del suelo (0-1,5 m) se identificó un patrón de distribución de las variables. En el año 1, el valor medio de N residual del estrato superficial en ambas ZM resultó superior al resto del perfil ($p<0,05$). En las zonas de BP, el N residual cuantificado de 0-30 cm osciló entre 11,6 - 32,7 kg ha⁻¹, y resultó mayor que en el estrato de 30-60 cm, cuyo rango fue de 2,4 y 11,5 kg ha⁻¹, mientras que de 120-150 cm osciló entre 2,4 y 4,7 kg ha⁻¹ (Figura 2.3.6 a).

En las zonas de BP no se observaron diferencias en el N residual entre tecnologías de fertilización de N en los estratos muestreados. Sin embargo, el N residual tendió a decrecer en profundidad en ambos tratamientos de fertilización. En éstas ZM, el tratamiento con MSE del estrato superficial resultó en promedio de 16 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹, y disminuyó a 4 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ en promedio en el estrato de 60-90 cm. Este último fue similar a lo encontrado en los estratos inferiores, que oscilaron entre 3,1 y 4 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ en promedio. De manera similar, la distribución del N residual en profundidad con MU en el estrato de 0-30 cm resultó en promedio de 25 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹; y de 8,4 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ de 30-60 cm, y éste fue similar a lo encontrado en los estratos inferiores, que oscilaron entre 4 y 7 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ (Figura 2.3.6 a).

En el año 2, se observaron diferencias entre tecnologías de fertilización en ambas ZM únicamente en el estrato superficial, aunque en BP-MSE se detectó una diferencia marginal ($p=0,08$) de 9 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ en promedio menos que con MU. En dicho estrato, en las zonas de AP, el N residual fue en promedio de 39 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ con MU, y resultó mayor ($p<0,05$) que con MSE (24 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹). En ambas ZM, la distribución del contenido de N-NO₃⁻ en el perfil del suelo presentó una tendencia similar a la observada en el año 1 (Figura 2.3.6 c). Los CV de los N-NO₃⁻ del estrato superficial oscilaron entre 12 y 28 %, evidenciando una menor variabilidad que los otros estratos del perfil (cuyos CV oscilaron entre 39-50 %). En términos generales, la variabilidad de los N-NO₃⁻ encontrada en el año 2 fue menor que en el año 1. El contenido de humedad cuantificado en las zonas de BP no presentó diferencias significativas entre tecnologías de fertilización por estratos en ambos años experimentales (Figuras 2.3.6 b y d). Sin embargo, la humedad gravimétrica evidenció una tendencia decreciente en profundidad en ambos años, asociada a los elevados contenidos de arenas de los suelos de las zonas de BP (Tablas 2.2.3 y 2.2.4).

En cambio, para las zonas de AP en términos generales, la distribución del contenido hídrico fue similar en profundidad. En el año 1, en las zonas de AP no hubo diferencias significativas entre tecnologías de fertilización por estrato, pero en el año 2, el contenido hídrico del estrato inferior (120-150 cm) fue un 11 % mayor con MU que con MSE (Figuras 2.3.5 b y d).

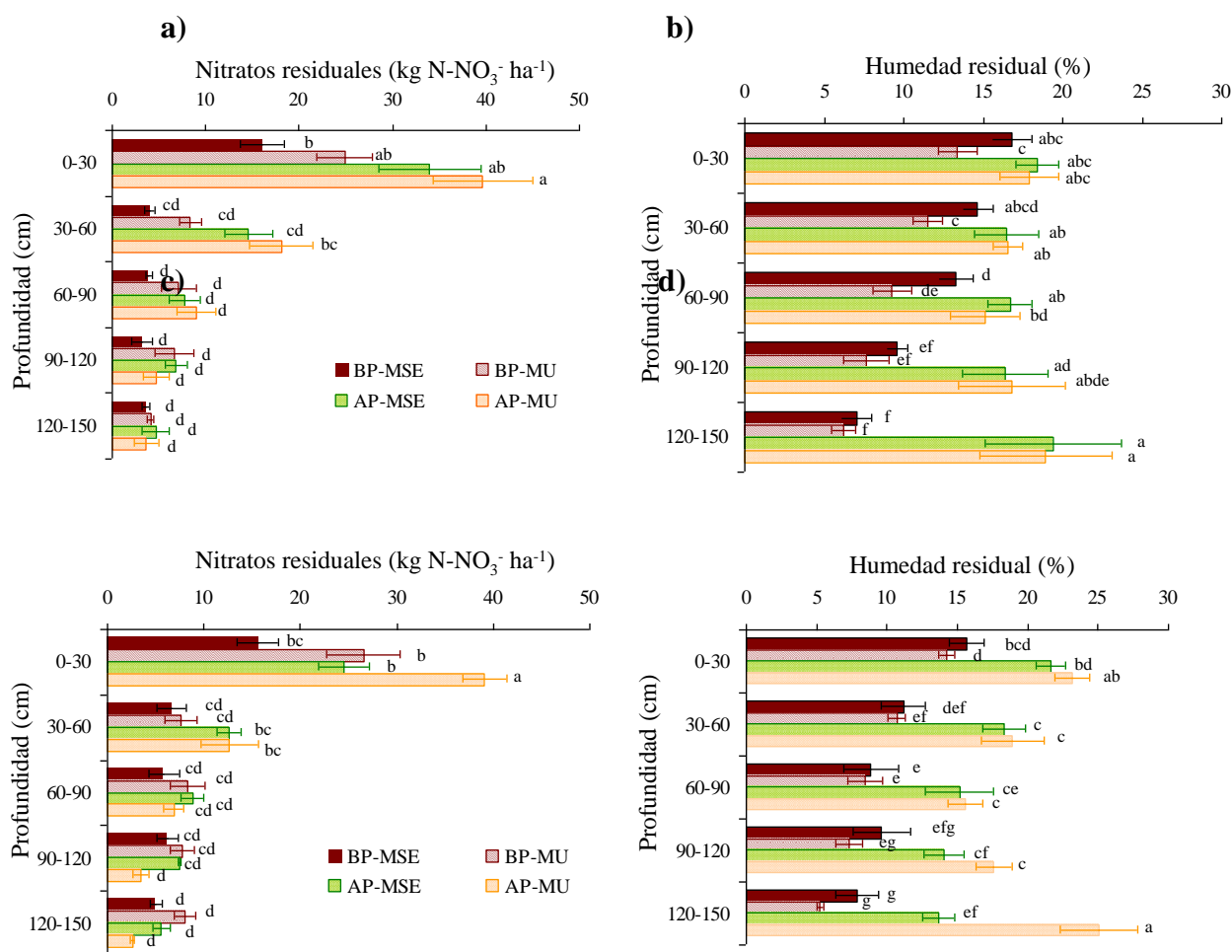


Figura 2.3.6: Valores medios del contenido de nitratos residuales (a) en el año 1 y (c) en el año 2, humedad a cosecha del maíz (b) en el año 1 y (d) en el año 2, por estratos (0-30 cm) del perfil del suelo por tratamiento. Barras horizontales indican error estándar. BP: zonas de baja productividad. AP: zonas de alta productividad, MSE: manejo sitio-específico, MU: manejo uniforme de N. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$).

La concentración media de NO₃⁻ por debajo del 1,5 m de profundidad fue menor a 5 mg kg⁻¹ en todos los tratamientos para el año 1 (Figura 2.3.7 a). En el año 2, debido a la cercanía de la capa freática en las zonas de AP, la concentración de NO₃⁻ potencialmente lixiviables del suelo (> 1,5 m de profundidad) fue cuantificada únicamente en las zonas de BP. En tales zonas, la concentración media de NO₃⁻ fue de 4 mg kg⁻¹ en el estrato de 210-250 cm, y de 3 mg kg⁻¹ de 250-280 cm con MSE de N; mientras que con MU fue de 7 y 6 mg kg⁻¹, respectivamente (Figura 2.3.7 b).

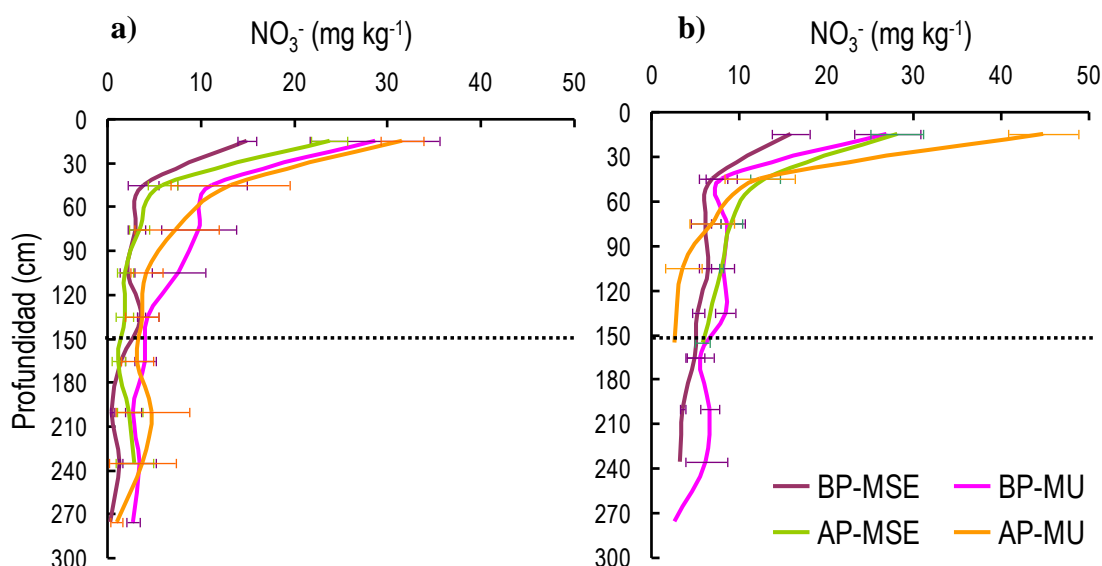


Figura 2.3.7: Concentración media de nitratos (mg kg^{-1}) en el perfil del suelo (0-300 cm) a cosecha del maíz por tratamiento (a) en el año 1 y (b) en el año 2. Barras horizontales indican error estándar. Línea punteada horizontal indica el límite considerado para lixiviación de nitratos. BP: zonas de baja productividad, AP: zonas de alta productividad, MSE: manejo sitio-específico, MU: manejo uniforme de N.

La concentración de N-NO_3^- del agua del molino fue de $4,2 \text{ mg l}^{-1}$, y se encontró dentro de los límites establecidos ($< 10 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$) para el agua de bebida (USEPA, 2008).

En el año 1, el N residual no evidenció diferencias significativas entre tecnologías de fertilización en ambas ZM (Figura 2.3.8 a). Sin embargo, al ponderar el N residual por la proporción de zonas de AP y BP por lote, con tecnología MSE de N se logró minimizar ($p < 0,05$) el contenido de N residual en un 17 %, respecto del MU (Figura 2.3.9). En las zonas de BP del año 2, el contenido de N residual en promedio resultó un 32 % menor ($p < 0,05$) con MSE que con MU, mientras que en las zonas de AP no se detectaron diferencias entre tecnologías de fertilización (Figura 2.3.7 a). En ambos años, no se observaron diferencias ($p = 0,37$) entre tecnologías de fertilización en cada ZM en cuanto a la lámina de agua residual del suelo (Figura 2.3.7 b).

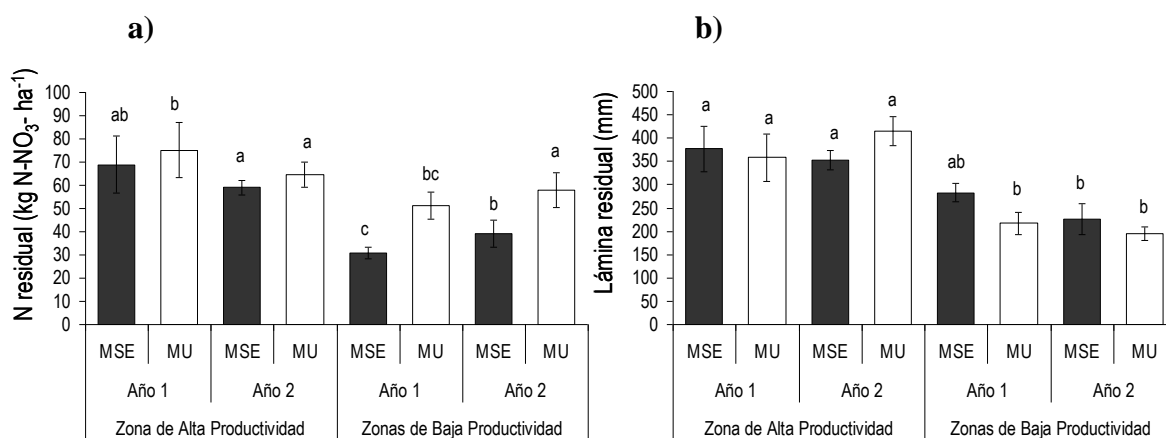


Figura 2.3.8: (a) Contenido medio de N, y (b) de lámina de agua residual (0-1,5 m) por tratamiento. Barras verticales indican error estándar. MSE: manejo sitio-específico, MU: manejo uniforme de N. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tecnología de fertilización en cada año experimental ($p < 0,05$).

Asimismo, en el año 2, el contenido de N residual ponderado por la proporción de zonas AP y BP por lote, resultó en promedio de 52 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ con MSE y fue menor ($p<0,05$) respecto del MU, que resultaron en 62,3 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ en promedio (Figura 2.3.9).

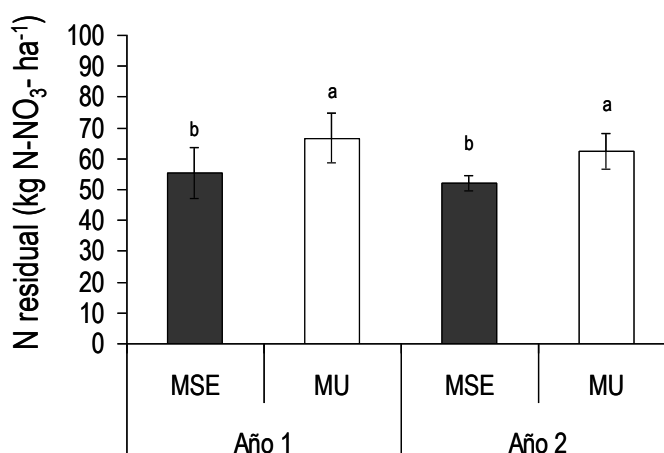


Figura 2.3.9: Contenido medio del N residual ponderado por la proporción de cada zona de manejo dentro de los lotes de cada año experimental. Barras verticales indican error estándar. MSE: manejo sitio-específico, MU: manejo uniforme de N. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($p<0,05$).

El N residual presentó una relación lineal negativa con la EUNg en el año 1 ($r^2=0,42$ y $p=0,006$) y en el año 2 ($r^2=0,5$ y $p=0,002$) (Figura 2.3.10 a), contemplando todos los tratamientos. Asimismo, tal como se aprecia en la Figura 2.3.10 b, el N residual resultó en una relación lineal y negativa con la EUN_{BT} en el año 1 ($r^2=0,5$ y $p=0,002$) y en el año 2 ($r^2=0,45$ y $p=0,004$).

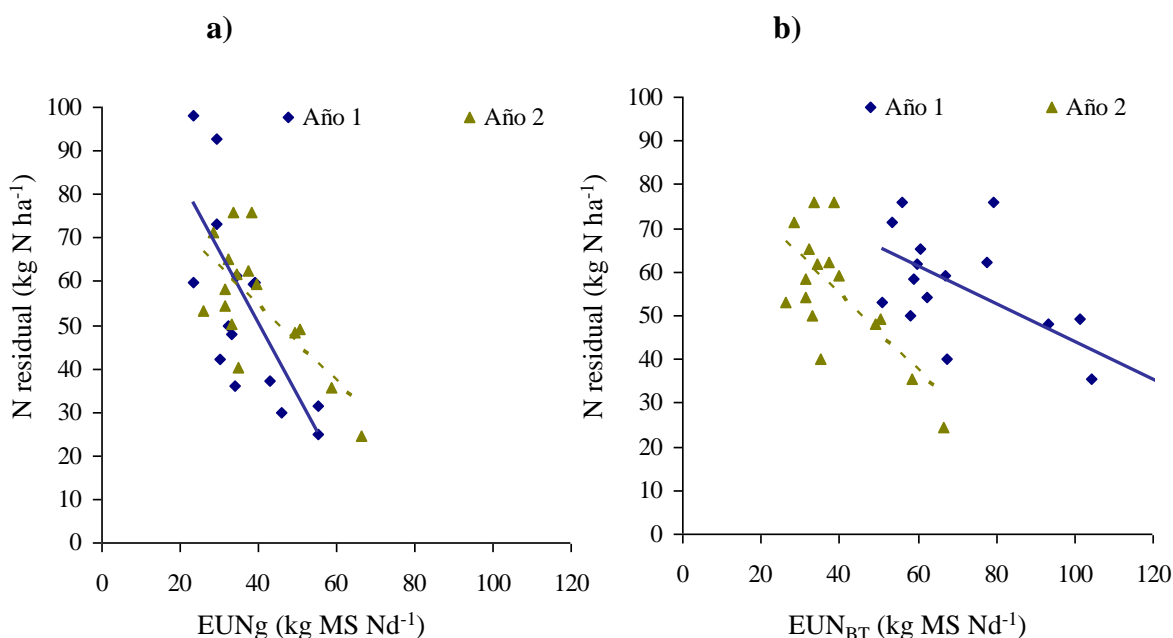


Figura 2.3.10: (a) N residual y eficiencia de uso del N para grano (EUNg) en el año 1 y 2; y (b) N residual y eficiencia en el uso del N para biomasa total (EUN_{BT}) en el año 1 y 2, para todos los tratamientos.

2.4 DISCUSIÓN

Oferta hídrica y nitrogenada

La definición de sequía indica que se trata de un período seco prolongado que puede ser ocasionado por escasez de agua disponible para las plantas; ya sea por falta de lluvias, ó por suelos poco profundos, con baja capacidad de retención, ó con impedimentos para la penetración radical; ó por una elevada demanda evaporativa asociada a altas temperaturas y radiación, baja humedad relativa del aire y vientos fuertes (Andrade & Sadras, 2002). Consecuentemente, diversas situaciones en los sistemas agrícolas pueden hallarse abarcadas en la misma, sin dar precisión respecto a su efecto sobre los cultivos (Dardanelli *et al.*, 2002). Al analizar las condiciones climáticas imperantes durante el año 1 y el año 2 (Figura 2.2.5 a y b), y el balance hídrico resultante de la diferencia del aporte de lluvias y la evapotranspiración potencial del cultivo (Figura 2.3.2 a y b), es posible asumir que ambos años resultaron secos, siendo el año 2 aún más seco que el año 1.

Las tasas de mineralización estimadas en las franjas testigo resultaron en promedio del 0,9 % en las zonas de BP, y 1,9 % en las zonas de AP y resultó similar a lo observado por Zubillaga *et al.* (2009) en un experimento conducido en un lote productivo del mismo establecimiento en estudio. Además, en un estudio previo, el N mineralizado durante la estación de crecimiento del maíz fue de 160-180 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ en el Hapludol típico, ubicado en las posiciones de menor cota relativa, y de 60-80 kg en el Hapludol entico, situado en las posiciones de mayor cota relativa (Zubillaga *et al.*, 2006a).

Rendimiento y N vegetal

En las zonas de BP, la limitante en el agua almacenada condicionó la respuesta a la fertilización nitrogenada. Estudios previos realizados en el mismo establecimiento demostraron que la capacidad de agua disponible en dichos suelos pudo explicar entre el 65 y el 69 % de la variabilidad del rendimiento del maíz (Niborski *et al.*, 2004).

En las zonas de BP, la mayor dosis de N aplicada con MU, no se reflejó en un aumento en el rendimiento en ambos años experimentales. El N vegetal resultó similar entre tecnologías de fertilización. En el año 1, el N vegetal fue de 136 y 140 kg N ha⁻¹ con MSE y MU, respectivamente. Paralelamente, en el año 2, el N vegetal resultó de 132 y 146 kg N ha⁻¹ con MSE y MU, respectivamente. Esto concordó con lo observado por Delgado *et al.* (2005) en zonas de BP de maíz. Existen antecedentes en las zonas y/o suelos con restricciones en la oferta hídrica, donde se observaron menores rendimientos con dosis excesivas de N (Zhang *et al.*, 2004) o con elevadas dosis de N en cultivos de maíz sometidos a déficit hídrico (Moser *et al.*, 2006; Pandey *et al.*, 2000). En cultivos de cebada expuestos a un estrés hídrico en post-antesis, la reducción en el rendimiento y en el peso de los granos, respecto al testigo regado, fue mayor en un cultivo fertilizado que en uno sin fertilizar (Fathi *et al.*, 1997). Además, Bennet *et al.* (1989) observaron que al aplicar mayores niveles de N, el estrés hídrico puede reducir la utilización de N aplicado en cultivo de maíz en Florida (Estados Unidos).

Por otro lado, en un experimento de fertilización con dosis incrementales de N en seis series de suelos de Iowa (Estados Unidos), se encontró interacción entre el uso del agua y N con el rendimiento de maíz, cuya respuesta del cultivo mostró una tendencia decreciente con dosis de N mayores a 116 kg N ha⁻¹ (Hatfield & Prueger, 2004). La misma respuesta fue observada en maíz con dosis mayores a 86,6 kg N ha⁻¹

(Pennock, 2011, comunicación personal) y en trigo con dosis mayores a 43 kg N ha^{-1} (Ali *et al.*, 2005). En otros estudios a campo realizados en el centro de Iowa, si bien no se evidenció una significativa disminución en el rendimiento al aumentar la dosis de N, se encontró un rango de dosis óptima de N para maíz entre $100\text{-}135 \text{ kg ha}^{-1}$ (Hatfield & Prueger, 2004). Similarmente, el umbral de respuesta para el maíz en la zona sur de Santa Fe (Argentina) es cercano a los 135 kg N ha^{-1} , cuando el suelo tiene buena disponibilidad hídrica desde la siembra. A medida que la disponibilidad hídrica se ve limitada, el umbral a partir del cual no hay respuesta al N se desplaza en forma decreciente (Sadras, 2005). En algunos casos se observó que, cuando el cultivo se desarrolla en suelos con baja capacidad de retención hídrica (Hatfield & Prueger, 2004), o en condiciones de un severo estrés hídrico (Benett *et al.*, 1989), no existe respuesta a la aplicación de N (Sadras, 2005).

En un experimento con dosis incrementales de N en maíz sobre Argiúdoles vérticos de Zavalla (Santa Fe), se observó un aumento en el rendimiento hasta dosis de 60 kg N ha^{-1} , y una caída a partir de 120 kg N ha^{-1} (Papucci *et al.*, 2006). Los autores lo atribuyeron al déficit hídrico imperante durante el ciclo del cultivo, donde la dosis de 120 kg N ha^{-1} resultaron excesivas, reduciendo el potencial agua en el suelo, dificultando en consecuencia, la extracción de agua por el cultivo. De esta manera, el estado hídrico general de la planta fue menor, pudiendo afectar la floración y el número de granos logrados (Papucci *et al.*, 2006). A pesar de cuantificar la biomasa sólo en madurez fisiológica, podría inferirse que, en el año 2, en las zonas de BP al reducir la dosis de N con MSE, pudo haber favorecido al cultivo porque además de haber desarrollado menor área foliar (y por lo tanto, consumido menor agua durante la etapa vegetativa, dejando más agua disponible en el perfil para el período crítico), el maíz pudo haber afrontado mejor el estrés hídrico registrado alrededor de floración (Figura 2.2.5 b) por una menor relación tallo/raíz (menor demanda y mayor absorción), respecto del MU. Siendo el agua el factor más crítico en la determinación de rendimiento del maíz (Afyuni *et al.*, 1993; Andrade *et al.*, 1996; Wright *et al.*, 1990), los mecanismos de tolerancia al estrés hídrico durante el periodo crítico resultan indispensables en la producción de biomasa en grano.

Es decir, que en ambos años experimentales, en las ZM con restricciones en la oferta hídrica, ante un mayor N_d (Tabla 2.3.3) generado por la mayor dosis de N aplicado con tecnología MU, el cultivo no logró traducirlo en incrementos en la producción de granos. En cambio, en las zonas de AP, restricciones en la oferta hídrica se atenúan por una mayor capacidad de almacenamiento de agua del suelo (Tablas 2.2.3 y 2.2.4) y mayor cercanía a la capa freática (2 m) que podrían abastecer al cultivo de agua adicional, especialmente en años de escasas precipitaciones, tal como lo observado por Nasetto *et al.* (2009). Similarmente, Moser *et al.* (2006) concluyeron que el cultivo de maíz en suelos con adecuada disponibilidad hídrica requiere más N para alcanzar el máximo rendimiento en grano, que el cultivo sujeto a condiciones de estrés hídrico. El N vegetal en el año 1 resultó un 18 % mayor con MSE, respecto del MU. A su vez, en el año 2, el N vegetal fue un 19 % mayor con MSE que con MU. En zonas de AP de maíz en suelos Psamentes de Colorado (Estados Unidos), al aumentar la dosis de N en 55 kg N ha^{-1} con MSE respecto del MU, el N vegetal resultó un 13 % más elevado que con el tratamiento bajo MU, aunque esta diferencia no fue significativa (Delgado *et al.*, 2005). Los resultados del presente capítulo fueron utilizados en una revisión exhaustiva sobre la acumulación de N en maíz (Ciampitti & Vyn, 2012) y los valores de N vegetal en las zonas de BP y AP se encontraron dentro del rango promedio ($n=870$) hallado en dicha revisión (100 trabajos revisados).

En ambos años experimentales, la mayor proporción de N vegetal fue exportada del sistema por el grano en todos los tratamientos (Figura 2.3.3 b). Todos los tratamientos presentaron una relación de N vegetal en grano y rendimiento del maíz entre 12-13,5 g N kg⁻¹ grano, siendo 12 g N kg⁻¹ el límite validado en la región Pampeana por Uhart & Andrade (1995), por debajo del cual el rendimiento se encuentra afectado por deficiencias de N. Esto podría evidenciar que ningún tratamiento presentó limitaciones en el suministro de N para la producción de granos de maíz (Cerrato & Blackmer, 1990). Más recientemente, en estudios realizados en Balcarce por Barbieri *et al.* (2008) se encontraron valores cercanos a 10 g N kg⁻¹ grano de maíz en aquellos tratamientos con adecuada provisión de N.

Eficiencia en el uso del agua y del N

Los valores de EAbN en los sitios de BP de maíz resultaron similares a los encontrados en un estudio reciente de Balcarce (Pietrobon *et al.*, 2012), cuyo rango osciló entre 0,7-0,8 kg N_{veg} N_d⁻¹ en promedio para distintas condiciones de manejo (densidad de siembra, momento y dosis de N). En el tratamiento con 92 kg N ha⁻¹ (secano) la EAbN resultó de 0,8 kg N_{veg} N_d⁻¹ mientras que con 156 kg N ha⁻¹ (riego) la EAbN fue de 0,7 kg N_{veg} N_d⁻¹. Los resultados del estudio de Moll *et al.* (1982) evidenciaron los mayores valores de EAbN en tratamientos con menor disponibilidad de N en los ocho híbridos de maíz analizados. Se reportaron valores de EAbN de 0,4-0,8 kg N_{veg} N_d⁻¹ en condiciones de alta disponibilidad de N, y de 1,7 - 2,2 kg N_{veg} N_d⁻¹ en aquellos de menor oferta de N.

En las zonas de BP en ambos años experimentales, la EUNg se correlacionó en forma negativa con el N aplicado (Figura 2.3.4 a y b), tal como lo reportado en un estudio previo (Muschietti Piana *et al.*, 2010a) y coincidió con lo observado por diversos autores (Ali *et al.*, 2005; Ciampitti & Vyn, 2012; Kim *et al.*, 2008; Uribe Larrea *et al.*, 2007). Sin embargo, en las zonas de AP no se encontró una correlación significativa entre la EUNg y el N aplicado. Paralelamente, únicamente en las zonas de BP se observó una relación negativa entre la EUA y el N aplicado en los dos años experimentales (Figura 2.3.5 a y b), resultando en consecuencia, en una la relación positiva entre la EUA y EUN en éstas ZM; aunque fue contrario a lo reportado por Caviglia *et al.* (2006) para el cultivo de trigo en Argiudoles de Paraná.

Los factores ambientales tales como el clima, la CAD y la textura, podrían modular la respuesta del cultivo en cuanto a la EUA de acuerdo a la oferta de agua (Andrade *et al.*, 1996; Katerji *et al.*, 2010); de manejo del N (Kim *et al.*, 2008) y del ajuste de la densidad de siembra, ya que la densidad óptima de plantas disminuye cuanto menor es la disponibilidad de agua (Andrade *et al.*, 1996). Los resultados del presente capítulo concuerdan con las conclusiones abordadas por Katerji *et al.* (2010), siendo que bajo condiciones de estrés hídrico la EUA resultó menor en los suelos de menor CAD (zonas de BP) que en aquellos de mayor CAD (zonas de AP).

Pedrol *et al.* (2008) hallaron similares valores promedios de EUAg del maíz (15,5 kg grano mm⁻¹) que en las zonas de BP del presente capítulo (Tabla 2.3.4), tanto en condiciones del cultivo bajo riego como en secano. En las zonas de AP, el rango de valores promedio de EUAg resultó coincidente con lo reportado por Andrade & Sadras (2002) (20 kg grano mm⁻¹) y por Karam *et al.* (2003) en cultivo de maíz (27 kg grano mm⁻¹).

En zonas áridas y semiáridas, la fertilización con dosis moderadas de N como estrategia para incrementar los rendimientos y la EUA ha sido propuesta para cultivos de verano (Sivakumar & Salaam, 1999). En las zonas de BP del año 1, la EUA_{BT} del

maíz se vio incrementada al reducir la dosis de N con MSE, respecto del MU, aunque no hubo diferencias significativas entre tecnologías de fertilización en el año 2 (Tabla 2.3.4). Dang *et al.* (2006) en experimentos de fertilización nitrogenada para los cultivos de maíz y trigo en condiciones de secano, al reducir la dosis promedio de la región en un 66 %, lograron mantener los rendimientos, y concluyeron que la aplicación racional de N resultó eficaz para incrementar la EUA y la utilización de N. Además, mediante una revisión bibliográfica exhaustiva, Ritchie & Basso (2008) demostraron que en la mayoría de los casos analizados, incrementos en el rendimiento del cultivo por ajustes en el manejo de la fertilización nitrogenada resultan también en incrementos en la EUA. Esto ocurre porque el manejo del cultivo, generalmente, tiene poca influencia sobre la duración del ciclo de crecimiento de los cultivos anuales y en la evapotranspiración, pero puede tener una mayor influencia en el rendimiento.

En el sur de Dakota (Estados Unidos), se llevaron a cabo experimentos de fertilización con ^{15}N durante tres campañas consecutivas de maíz bajo riego para determinar la influencia del régimen hídrico del suelo sobre la eficiencia del cultivo para utilizar nitrógeno proveniente del suelo y del fertilizante (Kim *et al.*, 2008). Estos autores encontraron una relación sinérgica entre el agua y el N; la aplicación de N incrementó la EUA, y la incorporación de agua se tradujo en un aumento en promedio del 65 % de la eficiencia de uso del N del suelo y en un 45 % del N del fertilizante. Para lo cual, desarrollaron un modelo conceptual que explica la relación sinérgica observada. La cantidad de N transportado hacia la planta en dicho modelo, es una función de la cantidad de agua transpirada por el cultivo; a diferencia de la mayoría de los modelos de recomendación de N que asumen que una cantidad fija de N del suelo puede ser utilizada por el cultivo. Esto supone por un lado, que el contenido de agua y N absorbido por las raíces dependerá de la ubicación de los N-NO_3^- en la matriz del suelo de acuerdo al tamaño de los poros, mientras que el contenido de N no absorbido por las raíces será menor, a medida que aumente la absorción hídrica por el sistema radical del cultivo. Estos resultados tienen implicancia en el manejo sitio-específico de N, dado que si los rendimientos en un gradiente topográfico son limitados por déficit hídrico, la capacidad de respuesta del maíz al fertilizante nitrogenado se verá influenciada de acuerdo a su posición topográfica. Esto podría explicar el comportamiento diferencial del maíz entre ZM ya que en las zonas de AP, la EUAg y EUA_{BT} resultaron mayores al aumentar la dosis de N con MSE en los dos años experimentales (Tabla 2.3.4). Estas diferencias podrían atribuirse a incrementos en la expansión foliar o a demoras en su senescencia por una mayor intercepción de la radiación del maíz cuando la disponibilidad de N fue mayor (Andrade *et al.*, 1996), tal como lo observado en estudios semejantes realizados sobre suelos Haplustoles de la Región Semiárida pampeana (Gregoret *et al.*, 2006).

Las diferencias detectadas en la respuesta al rendimiento entre las tecnologías de fertilización pueden ser explicadas en parte, por las condiciones de sequía de la campaña analizada. En estudios de larga duración, las mayores diferencias en rendimiento y EUA ocurrieron en escenarios de déficit hídrico (Katerji *et al.*, 2010). Si bien para el presente trabajo de tesis no se cuantificó la eficiencia de uso de N derivado del fertilizante, la magnitud de las diferencias en el rendimiento detectadas entre tecnologías de fertilización, podrían explicarse por una posible relación sinérgica entre el agua y el N bajo las condiciones de sequía imperantes durante ambas campañas. Dicha relación podría influenciar la habilidad del cultivo para utilizar el N (del suelo y/o del fertilizante); mejorando su acumulación en planta (especialmente en grano) y, en consecuencia, los rendimientos de las zonas de AP, tal como fue evidenciado en las condiciones experimentales estudiadas (Tabla 2.2.3). Por otra parte, la asociación

positiva entre la EUA y la EUN en los sitios de BP resultó inesperada. Esta relación se debió a que en dichos sitios, tanto la EUN como la EUA presentaron una asociación negativa a mayores dosis de N (Figuras 2.3.4 y 2.3.5). El efecto directo del N sobre la EUA por los cultivos no resultan lineales ni sencillos de explicar, siendo que las plantas modulan dicha relación de manera interactiva mediante procesos morfológicos y fisiológicos complejos (Brueck, 2008).

Si bien se ha reportado mayormente un efecto positivo del N en la EUA de diversos cultivos (Brueck, 2008; Hatfield & Prueger, 2004); la repuesta de los mismos al agregado de N puede diferir. Algunos estudios han demostrado que el agregado de N no tiene efecto sobre la EUA (Korol *et al.*, 1999), y fue evidenciado mayormente en condiciones de estrés hídrico (Mani *et al.*, 2011 y 2012; Rostamza *et al.*, 2011). Esto puede ser atribuido tanto a la ineficiencia de utilización del N para producir biomasa, como al consumo de agua a volumen constante durante el período de crecimiento del cultivo (Mani *et al.*, 2012). En condiciones de estrés hídrico el N vegetal de *Pennisetum americanum* L. fue menor con dosis crecientes de N, lo que se tradujo en una menor EUtN, y por ende, en menor EUN con dosis mayores a 69 kg N ha⁻¹ (Rostamza *et al.*, 2011). A partir de dicha dosis, no hubo respuesta sobre la EUA debido principalmente a una reducción en la demanda de N, dada la menor tasa de crecimiento del cultivo en condiciones de escasez hídrica. Además, la absorción de N por las raíces requiere de la presencia de agua del suelo para el transporte de solutos. Similarmente, en dosis mayores a 92 kg N ha⁻¹ no hubo efecto sobre la EUA al agregado de N en cultivo de girasol (*Helianthus annuus* L.) (Mani *et al.*, 2011). Más aún, diversos estudios han demostrado que el agregado de N puede disminuir la EUA (Walcroft *et al.*, 1997, Meinzer & Zhu, 1998). En condiciones deficitarias de agua, el incremento de las dosis de N puede resultar ineficiente, debido a un efecto adverso de dosis excesivas sobre el rendimiento. Recientemente, Badr *et al.* (2012) encontraron que bajo condiciones de agua deficitarias, la aplicación de N no sería el factor limitante para mejorar los rendimientos, mientras que la disponibilidad hídrica resultaría el factor crucial. Esto podría indicar que cuando el agua es limitante, la eficiencia de uso puede verse reducida tanto por una inhibición en la tasa de crecimiento del cultivo como por un efecto adverso en transporte del N desde la raíz.

Desde el punto de vista de una agricultura sustentable, el manejo de N para un sistema de producción debe mantener una relación balanceada entre ingresos y egresos de N en el largo plazo. Los valores de remoción de N en grano a partir del cálculo del índice de cosecha del N (ICN) resultaron del 78 % y del 66%, en las zonas de BP y AP, respectivamente (datos no mostrados). En el estudio de Ciampitti & Vyn (2012) el ICN resultó en promedio de 64 % (n=1782). Teniendo en cuenta la relación aplicación/remoción de N (0,7 con MSE vs. 0,8 con MU) es posible inferir que la tasa de reposición con la dosis sitio-específica pueda requerir un ajuste en años sucesivos, específicamente en las zonas de BP. De tal forma, para mantener la fertilidad del suelo en los sitios estudiados, el N removido por cosecha debería ser reemplazado periódicamente.

N residual y potencialmente lixiviable

En general, el contenido de N-NO₃⁻ del suelo suele presentar gran variabilidad (Diez *et al.*, 1994), los coeficientes de variación (CV) en el año 1 oscilaron entre 10 y 72 % (Figura 2.3.5 a). La menor variabilidad resultó en el estrato superior en todos los tratamientos (CV 10,5-27 %), y en los estratos inferiores la mayoría de los CV variaron entre 34 y 58 %, aumentando en profundidad a lo largo del perfil. Esto concordó con lo

observado por Rimski-Korsakov *et al.* (2004) en experimentos de fertilización nitrogenada de maíz en Argiudoles y Hapludoles de la Región Pampeana. En un estudio realizado en Illinois (Estados Unidos) demostraron que la fertilización sitio-específica de N tiene el potencial de reducir la media y la variabilidad de la contaminación con N-NO_3^- , y a su vez, de mejorar la rentabilidad del maíz (Rejesus & Hornbaker, 1999).

En las zonas de BP de maíz del año 1 no se evidenciaron diferencias en el N residual entre tecnologías de fertilización; mientras que en el año 2, el incremento de 39 kg N ha^{-1} aplicado con MU no se reflejó en un aumento del rendimiento, resultando en mayores contenidos de N-NO_3^- residuales respecto del MSE (Figura 2.3.7 a), tal como fue descrito en un estudio previo (Muschietti Piana *et al.*, 2010b). La proporción de ZM identificadas en cada lote es un factor espacial importante para determinar el potencial de lixiviación de N-NO_3^- (Delgado *et al.*, 2005). De esta manera, al ponderar el contenido de N residual por el área de ocupación de las ZM en cada lote, el MSE resultó favorable para minimizar el contenido de N residual del maíz en ambos años experimentales (Figura 2.3.8). Esto concordó con los resultados de distintos experimentos de fertilización sitio-específica de N en cultivo de maíz en diversos suelos de Estados Unidos donde hallaron que dicha tecnología tiene el potencial de reducir el contenido de N-NO_3^- residuales del suelo (Delgado *et al.*, 2005; Khosla *et al.*, 2002; Kitchen *et al.*, 1995) y del agua superficial y subterránea (Doerge, 2002). Por el contrario, los resultados de un estudio conducido en maíz bajo riego en Nebraska (Estados Unidos) mostraron que la aplicación variable de N no redujo la concentración de N-NO_3^- residuales ni se observaron diferencias en rendimiento, en relación a la aplicación uniforme a nivel lote (Ferguson *et al.*, 2002). En nuestro país, en experimentos conducidos sobre suelos de textura franca, Rodríguez *et al.* (2010) concluyeron que la fertilización según ZM puede minimizar los N-NO_3^- residuales, respecto del manejo uniforme de N, especialmente cuando el N es aplicado en dosis óptimas para elevadas expectativas de rendimiento del maíz.

En las zonas de BP, el contenido de N potencialmente lixiviable fue cuantificado hasta 2,8 m de profundidad durante las dos campañas de maíz (Figura 2.3.7 a y b) y no presentó diferencias significativas entre tecnologías de fertilización ($p=0,18$ año 1; $p=0,21$ año 2). En el año 1, el N potencialmente lixiviable resultó de 2,31 y 3,96 $\text{kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$, mientras que en el año 2 fue de 9,7 y 14,52 $\text{kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$, con MSE y MU, respectivamente (Figura 2.3.7 a y b). En otros estudios con dosis variable de N, se disminuyó la percolación de N-NO_3^- en las zonas vulnerables en el cultivo de papa (*Solanum tuberosum* L.) (Whitley *et al.*, 2000); y se redujo entre 2,2 y 4,5 kg N ha^{-1} (Roberts *et al.*, 2001), y en un 50 % en promedio en cultivo de maíz (Larson *et al.*, 1997). Si bien el flujo de N-NO_3^- aumentó en la superficie del suelo en cultivo de papa, resultó estable en el suelo sub-superficial (Whitley *et al.*, 2000).

En experimentos de fertilización sitio-específica de N en trigo y cebada (*Hordeum vulgare*) conducidos en una región de alta productividad y heterogeneidad de suelos en el Norte de Alemania, lograron reducir la dosis total de N en un 36 % en las áreas más bajas del lote (más susceptibles de lixiviación), y a la vez, mantener altos rendimientos (Griepentrog & Kyhn, 2000; Hergert *et al.*, 1995). Además, concluyeron que la fertilización sitio-específica puede incrementar la eficiencia y reducir los impactos ambientales en la región estudiada. De manera similar, otros estudios realizados en cultivo de maíz comprobaron que al implementar esta tecnología, la percolación de N-NO_3^- se redujo en los suelos menos productivos y más susceptibles de lixiviación (Kitchen *et al.*, 1995), minimizando las áreas de alta concentración de N-NO_3^- en el lote y aumentando la EUN, respecto del manejo uniforme de N (Hergert *et al.*, 1997). Esto convalidó con lo observado en el presente capítulo, siendo que el N

residual disminuyó a mayor EUN_g y EUN_{BT} (Figura 2.3.10 a y b). Sin embargo, en otros experimentos conducidos en Estados Unidos, la implementación de la fertilización sitio-específica de N no resultó en beneficios ambientales, ni en diferencias en la aplicación ó en las pérdidas de N-NO₃⁻ en cultivo de papa (Redulla *et al.*, 1996), ni tampoco logró mejorar la EUN ó minimizar la lixiviación de N-NO₃⁻ del cultivo de maíz bajo riego (Watkins *et al.*, 1998).

2.5 CONCLUSIONES

De acuerdo con el objetivo planteado para este capítulo, se compararon los contenidos de N residual en dos zonas de manejo contrastantes (zonas de alta y baja productividad del maíz) con tecnología de fertilización uniforme y sitio-específica de N. Los resultados obtenidos no concuerdan con la hipótesis planteada, dado que en términos de zonas de manejo, los nitratos residuales no se vieron reducidos con la fertilización sitio-específica, respecto del manejo uniforme de N, a excepción del año 2, donde la reducción fue del 32 % en las zonas de baja productividad de maíz. En cuanto a la eficiencia en el uso del agua, se logró un incremento del 18 % en promedio con la tecnología de fertilización sitio-específica de N por zonas de manejo en ambos años experimentales, excepto en las zonas de baja productividad del año 2. En el año 1, en las zonas de baja productividad las eficiencias de absorción, de uso de N para grano y para biomasa total resultaron respectivamente un 28, 40 y 39 % mayor con la fertilización sitio-específica, que con manejo uniforme. Además, en las zonas de alta productividad se logró aumentar la eficiencia de uso de N para biomasa total en un 19 % con fertilización sitio-específica. En el año 2, en las zonas de baja productividad se incrementaron en un 26, 57 y 47 % las eficiencias de utilización del N; de uso del N para grano y biomasa total, respectivamente, mediante la implementación de la fertilización sitio-específica.

Por un lado, en condiciones de agua limitante, no hubo respuesta del maíz al agregado de N ya que no se tradujo en una mayor partición del N hacia los granos ni en incrementos del N vegetal. Esto se vio reflejado de manera general, en la disminución de la EUA y EUN ante el mayor N aplicado con MU en las zonas de BP. Por el contrario, bajo condiciones de mayor oferta hídrica (ya sea por aporte freático o mayor CAD), la respuesta del maíz se vio favorecida debido a posible relación sinérgica entre el agua y el N. Dicha relación podría influenciar la habilidad del cultivo para utilizar el N (del suelo y/o fertilizante); mejorando su acumulación en planta (especialmente en grano) con MSE.

A escala de lote, al considerar la proporción de ocupación de las zonas de manejo, la fertilización sitio-específica de N resultó beneficiosa, al reducir los nitratos residuales que podrían perderse por lixiviación en períodos de abundantes precipitaciones.

CAPITULO 3

LIXIVIACIÓN DE NITRATOS BAJO DISTINTOS ESCENARIOS CLIMÁTICOS EN EXPERIMENTOS DE SIMULACIÓN CON FERTILIZACIÓN UNIFORME Y SITIO-ESPECÍFICA DE NITRÓGENO

3.1 INTRODUCCIÓN

La cuantificación de la lixiviación de nitratos (N-NO_3^-) por debajo de la zona radical del maíz, en profundidades mayores a 1,5 m (Follet *et al.*, 1994), resulta necesaria para determinar la contribución de las prácticas agrícolas a la contaminación del agua subterránea con N-NO_3^- (Hergert *et al.*, 1995). Para predecir la lixiviación potencial de N, el contenido de N-NO_3^- acumulado en las capas inferiores de la zona no saturada puede resultar de gran utilidad (Costa *et al.*, 2002). Sin embargo, distintos métodos para recoger muestras de agua del suelo en la zona no saturada han sido evaluados, pero no existe un método único y sencillo para muestreos en la solución del suelo en la mayoría de las condiciones edáficas estudiadas (Gehl *et al.*, 2005; White, 1987).

Entre los factores que pueden afectar el proceso de lixiviación de N-NO_3^- en el suelo, se pueden mencionar la distribución del tamaño de partículas, la porosidad del suelo, y la ocurrencia de flujos preferenciales (Cameira *et al.*, 2003). Debido a la mayor proporción de poros gravitacionales, los suelos de textura gruesa pueden resultar más susceptibles de lixiviación que los suelos arcillosos (Knox & Moody, 1991). Sin embargo, resulta demasiado simplista asumir que los NO_3^- se lixivian más rápidamente en suelos arenosos que en suelos arcillosos, debido a que el efecto de la textura es mayormente modificado por la estructura y por la distribución de NO_3^- en la microescala (White, 1987). Además del exceso de agua (por lluvia ó riego), otro factor que interviene en el pool de N-NO_3^- disponibles y susceptibles de lixiviarse, es la temperatura (Li *et al.*, 2007). Ésta afecta la tasa de amonificación del N orgánico del suelo y la tasa de oxidación de NH_4^+ a NO_3^- . La temperatura óptima para que ocurra la nitrificación, puede encontrarse entre 20 y 40 ° C, dependiendo de las condiciones edáficas y del ambiente, mientras que por debajo de 5 ° C, es generalmente insignificante (White, 1987).

Las dificultades asociadas a la predicción de la lixiviación de NO_3^- en condiciones de campo pueden surgir por diversas causas. Por un lado, las entradas de agua y N mineral en los sistemas agrícolas resultan temporal y espacialmente variables. Por otro lado, las transformaciones microbianas y la absorción de N por el cultivo ocurren durante y entre eventos de lixiviación, de manera que el pool de NO_3^- disponible para lixiviarse cambia con el tiempo. Sumado a ello, el movimiento de agua en el perfil del suelo es generalmente inestable, debido a los episodios de ingreso, y a los cambios en el contenido hídrico inducidos por la evaporación y transpiración; y suele ser espacialmente variable debido a la heterogeneidad del espacio poroso. A pesar de dichas dificultades, en la mayoría de los intentos para cuantificar la lixiviación de NO_3^- en los últimos 30 años se han empleado modelos determinísticos, basados tanto en mecanismos simples como complejos, involucrados en la dinámica del N en el suelo (Adiscott *et al.*, 1991).

Las sustancias químicas que son transportadas a través de la zona no saturada pueden encontrarse disueltas en el agua que se infiltra desde el estrato superficial del suelo, pudiendo percolar hacia la capa freática. La concentración de un contaminante que atraviese la capa freática variará de acuerdo a diversos mecanismos físicos,

químicos y biológicos, que ocurren mayormente en la zona no saturada (Heredia & Fernández Cirelli, 2008). El contenido de agua que puede percolar a través y por debajo de la zona radical de un cultivo puede resultar importante para determinar el contenido de N-NO_3^- lixiviados. La interacción de diversos factores climáticos, y de manejo del suelo y cultivo pueden afectar la cantidad de agua del suelo percolada. Ésta depende, en gran medida, del balance de agua del suelo (Williams & Kissel, 1991). La Figura 3.1.1 esquematiza el suelo como un barril de almacenamiento de agua formada por distintos compartimientos. Toda la capacidad del barril representa el total de agua que puede estar contenida en el perfil del suelo hasta una profundidad que puede ser extraída por los cultivos. La cantidad de agua almacenada en el suelo varía según la cantidad de energía requerida para removerla del suelo. Cuando el contenido de agua se encuentra entre la saturación y la capacidad de campo, el agua puede infiltrar en el suelo por acción de la fuerza gravitacional. La porción de agua que puede percolarse (Figura 3.1.1) puede variar desde un valor máximo en suelos muy arenosos (29 y 23 mm de agua percolada en los primeros dos días subsiguientes a una lluvia sin cultivo y con cultivo, respectivamente), a un valor mínimo en suelos arcillosos (19 y 6 mm de agua percolada sin cultivo y con cultivo, respectivamente) (Williams *et al.*, 1984).

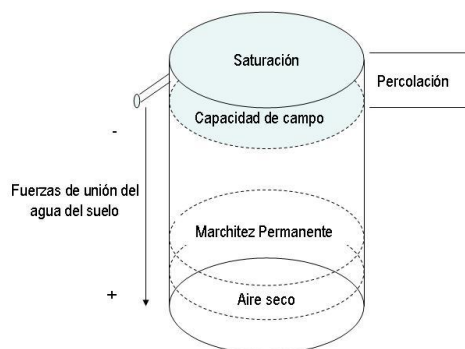


Figura 3.1.1. Agua del suelo representada como un barril de almacenamiento de agua (adaptado de Williams & Kissel, 1991).

Entre las estrategias que se citan con fines de reducción del riesgo de lixiviación de N-NO_3^- , se proponen la tecnología manejo sitio-específico de la fertilización de N, y la utilización de herramientas de predicción de la respuesta del cultivo, tales como los modelos de simulación, para lograr un manejo adecuado del N (Di & Cameron, 2002). De esta manera, se requiere información local para calibrar y evaluar el modelo empleado bajo distintas prácticas de manejo (Adiscott *et al.*, 1991; Delgado *et al.*, 1998).

La raíz cuadrada del cuadrado medio del error (RCME) es un estadístico comúnmente empleado para evaluar modelos de simulación, y es utilizado como un indicador de la desviación media de los valores del eje de ordenadas respecto de la línea de regresión (Piñeiro *et al.*, 2008; Smith & Rose, 1995). El análisis del coeficiente de determinación (r^2), la pendiente y la ordenada al origen de la línea ajustada a los datos, resultan elementos de juicio al evaluar modelos de simulación. Mientras que el r^2 muestra la proporción de la variación total de los valores observados que son explicados por la variación de los valores predichos por el modelo, la pendiente y la ordenada al origen describen la consistencia y el sesgo del modelo, respectivamente (Smith & Rose, 1995). Una vez validados bajo condiciones locales (en un área o región determinada), los modelos de simulación pueden ser utilizados con series climáticas históricas para evaluar, tanto la respuesta del cultivo en su ambiente frente a las prácticas de manejo y

sus condiciones iniciales, como su impacto económico (Mavromatis *et al.*, 2001). Un cambio en la amplitud de los ciclos climáticos y en los niveles de precipitaciones puede tener impactos significativos sobre el agroecosistema, incluso bajo la misma precipitación promedio (Paruelo *et al.*, 2008). Secuencias de varios años secos o húmedos juegan un rol importante en el funcionamiento de los sistemas agrícolas, influyendo sobre las fluctuaciones de la producción de biomasa de los cultivos (Goward & Prince, 1995).

La percolación de agua y la lixiviación de N-NO_3^- pueden ser simuladas mediante diversos modelos a distintas escalas de detalle temporal y espacial. El modelo EPIC (Erosion Productivity Impact Calculator) fue empleado para simular la lixiviación y la percolación con el fin de estudiar el potencial de lixiviación de manera eficiente en un intervalo de tiempo diario, y en una forma bastante completa (Williams *et al.*, 1984). Las ecuaciones básicas del modelo EPIC fueron las mismas que las empleadas por el modelo CREAMS (Chemical, Runoff, Erosion from Agricultural Management Systems) (Knisel, 1980). El modelo NLEAP (Nitrate Leaching and Economic Analysis Package) se basó en ecuaciones elaboradas por ambos modelos para calcular el contenido de N-NO_3^- lixiviados, a partir del agua percolada como indicador del potencial de lixiviación de N (Williams & Kissel, 1991).

El NLEAP fue desarrollado para realizar una rápida estimación del potencial de pérdida de N-NO_3^- por debajo de la zona radical del cultivo que puede alcanzar los acuíferos asociados a prácticas agrícolas (Shaffer *et al.*, 1991). Para predecir el potencial de lixiviación de N-NO_3^- de un sistema, el modelo NLEAP requiere información precisa de las características de los suelos, manejo del cultivo, riego y N, y datos climáticos. Mediante la opción de análisis mensual, el NLEAP estima con precisión todas las entradas y salidas de N a la zona radical, de acuerdo al efecto del manejo en las transformaciones del N (Delgado *et al.*, 1998; Delgado *et al.*, 2008; Shaffer *et al.*, 2010).

El perfil del suelo considerado por dicho modelo es dividido en dos estratos; un estrato superficial (0-30 cm de profundidad), y la porción remanente, desde los 30 cm hasta la parte inferior de la zona radical (hasta 150 cm de profundidad). Las transformaciones del N y C del suelo, tales como desnitrificación, volatilización, nitrificación, y mineralización de la materia orgánica, son consideradas dentro el estrato superficial en el modelo; mientras que la acumulación de N por el cultivo puede ocurrir en cualquier estrato, dependiendo de la profundidad de penetración radical (Figura 4.1.2).

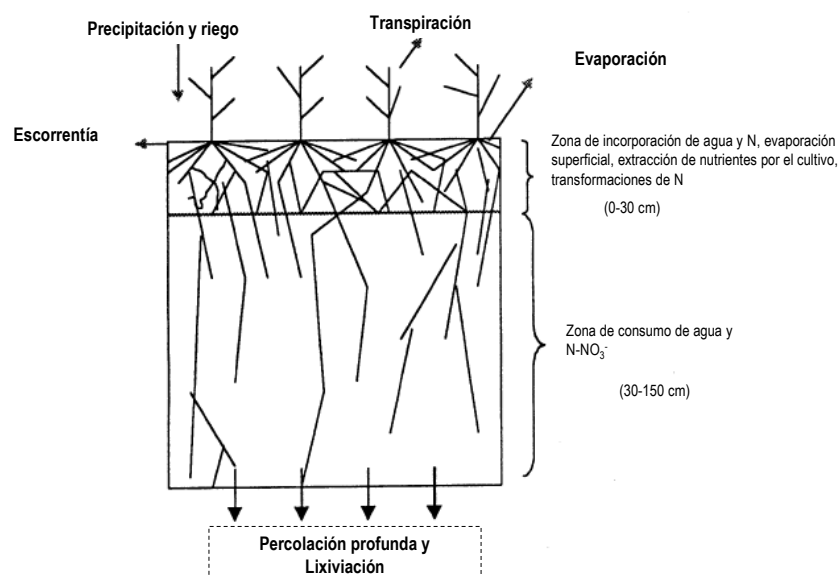


Figura 3.1.2: Perfil del suelo considerado por el modelo NLEAP (Shaffer *et al.*, 1991).

El modelo NLEAP fue ampliamente utilizado para estimar la lixiviación de N-NO_3^- en diversos cultivos en la bibliografía internacional (Delgado *et al.*, 2000; Ersahin, 2001; Ersahin & Karaman, 2001; Kurunc *et al.*, 2011). Dichos trabajos no informaron la validez del modelo en términos del error, aunque observaron elevados coeficientes de correlación entre los valores medidos y los calculados por el modelo. En Argentina, estudios realizados en la Pampa Ondulada para el cultivo de maíz, demostraron que NLEAP resultó apropiado para predecir la lixiviación de N-NO_3^- en el suelo. El modelo fue calibrado y validado bajo condiciones locales, encontrándose una alta correlación entre los valores de N lixiviado y N residual simulados, y los valores medidos en el suelo (Rimski-Korsakov *et al.*, 2004, Delgado *et al.*, 2008). Sin embargo, el NLEAP aún no ha sido empleado para estudios de fertilización sitio-específica a nivel local.

El **objetivo** de este capítulo fue evaluar la lixiviación de N-NO_3^- según zonas de manejo con tecnologías de fertilización sitio-específica y uniforme, en distintos escenarios de variabilidad interanual de precipitaciones mediante experimentos de simulación. Se puso a prueba la **hipótesis** que las pérdidas de N-NO_3^- simuladas a nivel lote son mayores en las fertilizaciones uniformes, respecto de las sitio-específicas, y se asocian a la ocurrencia de precipitaciones en momentos de mayor susceptibilidad a la lixiviación.

3.2 MATERIALES Y MÉTODOS

Modelo NLEAP

Para realizar la corrida del modelo NLEAP se emplearon variables edáficas, climáticas y de manejo del cultivo, de acuerdo con lo descrito por Shaffer *et al.* (1991). Para ello, se emplearon los datos resultantes de la etapa experimental del capítulo 2 (Tablas 2.2.3 y 2.2.4). Las variables climáticas fueron ingresadas en el modelo en la forma de dato mensual e incluyeron datos de precipitaciones, cantidad de eventos de lluvia y de evapotranspiración potencial del cultivo, estimada por el método de Penman-Monteith FAO para datos diarios (Allen *et al.*, 1998), tal como lo indicado en la Tabla 2.3.2 (capítulo 2). Algunas de las principales variables empleadas para correr el modelo

fueron resumidas en la Tabla 3.2.1. Los datos ingresados por tratamiento para cada corrida son detallados en el Apéndice (Tablas A 2 - 9).

Tabla 3.2.1: Principales variables empleadas para la corrida del modelo NLEAP.

Parámetros	Zonas de Manejo	
	Baja Productividad	Alta Productividad
Serie de suelos y textura superficial	Franco-arenosa	Franca
Posición en el paisaje	Loma	Bajo
Flujo de agua y restricción de penetración radical	No	No
Grupo hidrológico	A	A
Clase de drenaje	Excesiva	Buena
Clasificación del acuífero	Clase I	Clase I
Posición del acuífero	Semiconfinado	Semiconfinado
Rendimiento histórico* para año promedio	7,7 (t ha ⁻¹)	12 (t ha ⁻¹)
Rendimiento histórico para año húmedo	8,1 (t ha ⁻¹)	13,2 (t ha ⁻¹)
Rendimiento histórico para año seco	7,5 (t ha ⁻¹)	11,6 (t ha ⁻¹)
Cobertura del suelo en pre-siembra (%)	80	85
Cobertura del suelo a pos-cosecha (%)	90	95
Secuencia de rotación	maíz, trigo/soja 2 ^{da} , soja 1 ^{ra}	
	Espesor de suelo superficial (0-30 cm)	
Capacidad de intercambio catiónico (meq 100g ⁻¹)	13,9	17,8
pH	5,3	5,8
Contenido hídrico a CC (mm mm ⁻¹)	0,11	0,20
Contenido hídrico en PMP (mm mm ⁻¹)	0,04	0,10

* Valores promedios estimados en base a datos históricos del establecimiento (2000-2008).

Se utilizó la opción de análisis mensual (Figura 3.2.1) para predecir la acumulación de nitratos residuales (0-150 cm) y la lixiviación anual de nitratos (NL) por debajo de la zona radical (> 150 cm de profundidad).

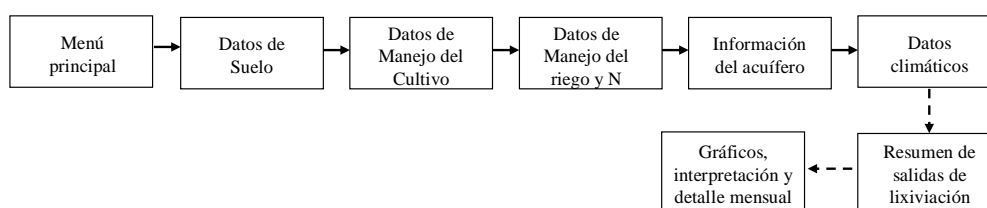


Figura 3.2.1: Esquema de la secuencia de información de entrada (flechas llenas) y de salida (flechas punteadas) de la opción de análisis mensual del NLEAP (adaptado de Shaffer *et al.*, 1991).

El modelo NLEAP predice la acumulación de N-NO₃⁻ residuales sobre una base mensual a partir de un balance de N (Shaffer *et al.*, 1991), según la Ecuación 1:

$$N_{res} = N_i + N_f + N_{mo} + N_c + N_{pp} + N_{nit} - N_{des} - N_{veg} - N_{vol} - N_e - N_{al} \quad (1)$$

Nres= N-NO₃⁻ residual del suelo (kg ha⁻¹); Ni= N-NO₃⁻ del suelo a la siembra (kg ha⁻¹); Nf = N-NO₃⁻ del fertilizante (kg ha⁻¹); Nmo= N proveniente de la mineralización de la materia orgánica del suelo (kg ha⁻¹); Nc= N aportado por rastrojo del cultivo antecesor (kg ha⁻¹); Npp= N-NO₃⁻ incorporados al suelo por lluvia ó riego (kg ha⁻¹); Nnit= N-NO₃⁻ de la nitrificación del amonio (kg ha⁻¹); Ndes= pérdidas de N por desnitrificación (kg ha⁻¹); Nveg= N vegetal (kg ha⁻¹); Nvol= N volatilizado (kg ha⁻¹); Ne= pérdidas de N-NO₃⁻ por erosión o escorrentía (kg ha⁻¹); Nal= N-NO₃⁻ susceptibles de lixiviarse por debajo de la zona radical (kg ha⁻¹).

La opción de análisis mensual se basa en periodos de tiempo que finalizan el último día de cada mes, y provee estimaciones de agua y N comenzando el primer día del mes (Shaffer *et al.*, 1991). Además, el modelo NLEAP permite estimar dos índices anuales: el índice del riesgo de movimiento (IRM) y del potencial de lixiviación anual (RPLA). El IRM es un índice que determina el riesgo que los N-NO₃⁻ se pierdan por debajo de la zona radical, y puede tomar cualquier valor entre 0 y 1. El parámetro RPLA determina el potencial de los N-NO₃⁻ de lixiviarse y contaminar el agua subterránea (Shaffer *et al.*, 1991) (ver explicación detallada de los índices más adelante).

El contenido de NL calculado por el modelo NLEAP durante un período de tiempo determinado es computado mediante una relación exponencial (Ecuación 2) similar a la empleada por Williams & Kissel (1991).

$$\begin{aligned} NL_1 &= (NAL_1) * (1 - \exp [(-k) * (WAL_1) / Por_1]) \\ NAL_2 &= NAL_1 + NL_1 \\ NL_2 &= (NAL_2) * (1 - \exp [(-k) * (WAL_2) / Por_2]) \\ NAL &= NAL_3 + NL_2 \\ NL &= NAL * (1 - \exp [(-k) * (WAL) / POR_3]) \end{aligned} \quad (2)$$

NL = N-NO₃⁻ lixiviados del límite inferior de la zona radical (kg ha⁻¹); NAL = N-NO₃⁻ susceptibles de lixiviarse de la zona radical (kg ha⁻¹); WAL = agua susceptible de lixiviación (mm); k = 1,2; coeficiente de lixiviación (sin unidad); Por = porosidad (mm); 1 = referido al horizonte superficial, considerando los primeros 30 cm; 2 = referido al horizonte subsiguiente al superficial; 3 = referido al horizonte inferior.

El total de N lixiviado (NL) en un mes (o un año) se calcula mediante la suma de los valores de lixiviación obtenidos en cada etapa durante el período de interés (Shaffer *et al.*, 2010). Los valores de NL entre 0-44; 45-90 y >90 kg ha⁻¹ resultan bajos, moderados y elevados, respectivamente.

El agua susceptible de lixiviación (WAL) es calculada por NLEAP luego de cada evento de lluvia mediante la estimación de parámetros tales como la evapotranspiración potencial (Allen *et al.*, 1998) asociada al horizonte superficial y al horizonte inferior del suelo (mm*intervalo de tiempo⁻¹), la capacidad de almacenamiento de agua disponible en la capa superficial (mm), la precipitación efectiva (mm), y el agua disponible (mm) tanto en el horizonte superficial como en el inferior, al final del intervalo de tiempo inmediato anterior (Shaffer *et al.*, 2010).

El IRM de N-NO₃⁻ por debajo del perfil del suelo para una combinación de clima, suelo y manejo determinados, pero sin considerar la masa ó concentración de N-NO₃⁻ lixiviados son estimados mediante la Ecuación 3 (Shaffer *et al.*, 1991).

$$IRM = 1 - \exp [(-k) * (WAL_1) / (Por_1 + Por_2)] \quad (3)$$

El IRM es igual a cero cuando no hay expectativas de lixiviación de N-NO_3^- durante el periodo de interés, y es igual a uno cuando es esperable que todo el NAL en la zona radical se mueva fuera de la misma. Los rangos de valores de IRM de 0-0,3; >0,3-0,6; y >0,6-1 indican un riesgo bajo, medio y alto de movimiento de N, respectivamente. El IRM es una medida del manejo del agua y del impacto del clima en la lixiviación general, informa poco sobre la presencia actual ó lixiviación de los N-NO_3^- e indica la factibilidad que los N-NO_3^- se muevan cuando están presentes. Los valores de NAL de 0-80; de 81-160; y >160 kg ha^{-1} resultan bajos, moderados y elevados, respectivamente.

El índice de riesgo potencial anual de lixiviación de N-NO_3^- (RPLA) considera cuatro parámetros para evaluar el riesgo asociado a la lixiviación de N por debajo de la zona radical. Para ello, dicho índice combina la cantidad de N lixiviado; la posición del acuífero; el tiempo transcurrido para alcanzar el acuífero en función de la conductividad de la zona vadosa (ó de aireación), la magnitud de un índice de lixiviación y la distancia al acuífero; y la vulnerabilidad del acuífero (Pierce *et al.*, 1991). El RPLA puede resultar muy bajo, bajo, moderado, elevado ó extremo, y puede ser útil para producir estimaciones cualitativas de riesgos de lixiviación de N-NO_3^- (Shaffer *et al.*, 1991). La escasez de información cuantitativa de las propiedades físicas y químicas de los materiales geológicos en la zona vadosa restringen un análisis de tipo cuantitativo (Pierce *et al.*, 1991).

Calibración y validación del NLEAP

El modelo fue calibrado previamente bajo condiciones locales en suelos Arigidoles y Hapludoles de la Región Pampeana, con distintas dosis de riego y fertilización nitrogenada, encontrándose una elevada correlación entre los valores de N lixiviado y N residual simulados, y los valores medidos en el suelo (Rimski-Korsakov *et al.*, 2004; Rimski-Korsakov *et al.*, 2005; Delgado *et al.*, 2008).

Para validar el modelo en este trabajo de tesis se calculó la raíz cuadrada del cuadrado medio del error (RCME) del N residual resultante de las simulaciones realizadas con NLEAP, respecto de lo observado a campo durante los dos años experimentales analizados en el capítulo 2 (Figura 2.3.7 a y b). El error consiste en la suma de las diferencias al cuadrado entre lo real (u observado a campo) y lo proyectado (simulado) por el modelo. El orden del error del modelo fue expresado en porcentaje (%) respecto del promedio.

El N residual fue cuantificado a campo en los 15-20 días posteriores a la cosecha del maíz de cada año experimental. Por lo cual, bajo la opción de análisis mensual, el N residual simulado con NLEAP para realizar el ajuste fue considerado para el mismo mes que el de las condiciones experimentales.

Experimentos de simulación

Todas las simulaciones fueron corridas con NLEAP para tres escenarios climáticos contemplados por el modelo: seco, húmedo y promedio. Para ello, se contó con registros de precipitaciones y temperaturas diarias de una estación meteorológica cercana al establecimiento de estudio (serie histórica 1989-2009).

Se consideró “seco” a aquellos años cuyas precipitaciones totales ocurridas durante el ciclo del maíz (septiembre-marzo) fueron inferiores al primer cuartil. Se consideró “húmedo” a aquellos años cuyas precipitaciones totales del ciclo del maíz fueron superiores al tercer cuartil. Se consideró “promedio” en los cuales los registros

de precipitaciones del ciclo se encontraron comprendidos entre el primer y tercer cuartil (Figura 3.2.2). Para la selección de los escenarios climáticos, se tuvieron en cuenta además, las precipitaciones ocurridas durante el período de definición del rendimiento ($15 \text{ días} \pm \text{ floración}$), de manera que cada escenario climático considerado guardase relación con las condiciones de manejo del maíz del establecimiento en estudio. De acuerdo a las fechas de siembra, el período crítico del maíz fue ubicado de manera estimativa en el mes de diciembre (Ricardo Reichart, 2010, comunicación personal).

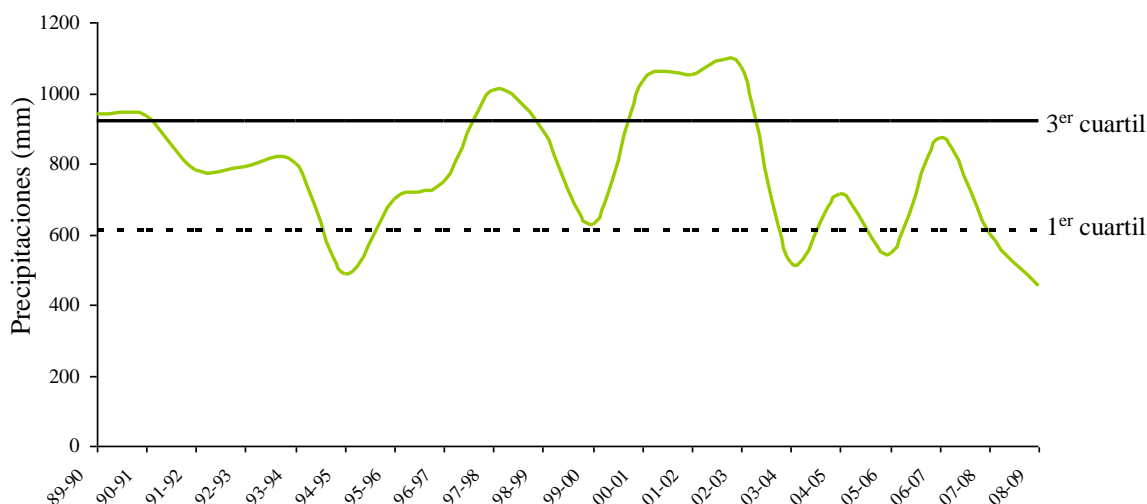


Figura 3.2.2: Precipitaciones totales acumuladas durante el ciclo del maíz (septiembre-marzo) por campaña (serie 1989-2009). Se consideró “seco” a los años inferiores al primer cuartil (línea punteada --); “húmedo” aquellos por encima del tercer cuartil (línea continua —); y “promedio” a los años comprendidos entre ambos cuartiles (línea --- y —).

Se seleccionaron en total 4 repeticiones (años) de cada escenario climático (seco, promedio y húmedo). Las temperaturas, precipitaciones y eventos de lluvia mensuales de cada escenario climático para cada año seleccionado (repeticiones) se detallan en el Apéndice (Tablas 10, 11 y 12). Las precipitaciones totales durante el ciclo del maíz de los últimos 20 años presentaron un valor mínimo de 454,7 mm; un máximo de 1076 mm; un promedio de 778,6 mm; y una mediana de 784 mm.

Las simulaciones fueron realizadas de acuerdo a las condiciones de cada año experimental (año 1 y año 2). Es decir, fueron analizados por separado debido a que los tratamientos de fertilización y los lotes (repeticiones) fueron diferentes en cada año experimental. Los tratamientos de fertilización considerados en el presente capítulo fueron los correspondientes al capítulo 2 (Tabla 2.2.6) de ambos años experimentales. El diseño experimental fue en bloques con un arreglo anidado con 4 repeticiones en cada año experimental, y la dosis de fertilización nitrogenada por zonas de manejo resultó en 4 tratamientos (Tabla 2.2.6). Por lo tanto, todas las simulaciones fueron corridas con el modelo NLEAP para tres escenarios climáticos (seco, promedio y húmedo) según las condiciones experimentales del año 1, por un lado: y del año 2, por otro lado, tal como se resume en la Tabla 3.2.2.

Tabla 3.2.2: Detalle de las simulaciones realizadas para cada escenario climático, según tratamientos de cada año experimental.

	Descripción	n
Tratamientos	Según zonas de manejo y tecnología de fertilización nitrogenada (BP-MU, BP-MSE, AP-MU, AP-MSE)	4
Réplicas por tratamiento	Bloques (lotes)	4
Escenarios climáticos	Seco, promedio y húmedo	3
Réplicas de escenarios climáticos	Seco: campañas 1994-95, 2003-04, 2005-06, 2007-08; promedio: campañas 1992-93, 1995-96, 1999-00, 2004-05; y húmedo: campañas 1990-91, 1997-98, 2000-01, 2002-03.	4
Campañas experimentales	Año 1 (2007-2008) y Año 2 (2008-2009)	2
Total de simulaciones	(4*4*3*4*2)	384

BP: zonas de baja productividad, AP: zonas de alta productividad, MSE: manejo sitio-específico, MU: manejo uniforme de N.

Análisis estadísticos

El N residual (0-1,5 m), la lixiviación anual de N (> 1,5 m) y el índice de riesgo de movimiento (IRM) resultantes de los experimentos de simulación con NLEAP fueron analizados mediante un análisis de varianza con un arreglo anidado, donde la tecnología de fertilización (MSE, MU) fue anidada en la zona de manejo, incluyendo además como fuente de variación los escenarios climáticos. Se utilizó una prueba de LSD para detectar diferencias entre las medias de los tratamientos ($p < 0,05$) y se utilizó el paquete estadístico Infostat v7. Se calculó también la probabilidad de ocurrencia de años con riesgo (series 1970-2012) mediante el programa Octave 3.6.2 (2012), utilizando la función de gama incompleta.

Para evaluar el modelo NLEAP se calculó el error detallado anteriormente. Para evaluar el grado de ajuste del modelo, se realizó una regresión lineal simple entre el contenido de N residual cuantificado en forma experimental (Figura 2.3.7) y el N residual simulado con NLEAP (Ersahin, 2001; Shaffer *et al.*, 1991). Se realizó un ajuste lineal estimado por mínimos cuadrados, y fue comparado con la línea 1:1. La regresión se realizó ubicando los valores observados en el eje de ordenadas (eje y) y los valores simulados en las abscisas (eje x) para lograr una estimación correcta de la pendiente y la ordenada al origen (Hall & Day, 1975; Piñeiro *et al.*, 2008). Además, se realizó una regresión lineal simple entre los valores observados y los simulados con NLEAP del N vegetal (rastrojo+grano) y el N mineralizado (capítulo 2).

El NL (kg ha^{-1}) simulado en todos los escenarios climáticos fue ponderado por la proporción de cada ZM dentro de los lotes con la finalidad de comparar el efecto de las tecnologías de fertilización de N a escala de lote, mediante una prueba t de Student para muestras apareadas (Statistica, 2007).

3.3 RESULTADOS

Validación del NLEAP

Para las condiciones experimentales del año 1, la simulación de N residual presentó un error de $16,6 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$, y resultó del orden del 29 % respecto del promedio. Las simulaciones del N residual con NLEAP mostraron una elevada

correlación con el N residual observado a campo ($r=0,9$), y significativa (Tabla 3.3.1), aunque la ordenada al origen difirió de 0 (IC 95 % 9,5-31,8), y la pendiente fue diferente de 1 (IC 95% 0,4-0,7) para el modelo lineal ajustado (Figura 3.3.1).

Tabla 3.3.1. Coeficientes de regresión y estadísticos asociados para el año 1.

Variables	Coeficientes	Error estándar	LI(95 %)	LS (95%)	valor p
constante	20,6	5,2	9,5	31,8	0,0014
N simulado	0,6	0,0	0,4	0,7	<0,0001

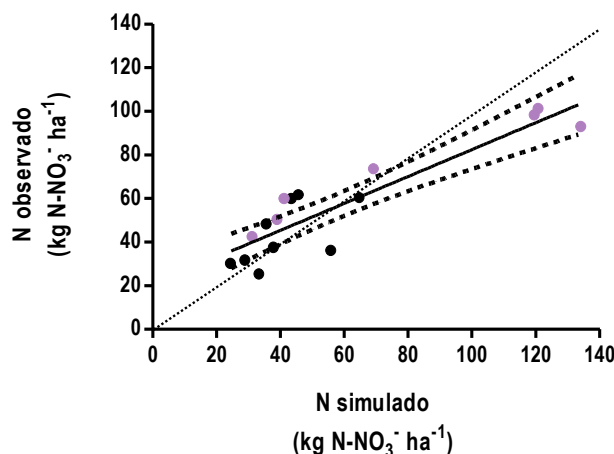


Figura 3.3.1: Nitratos residuales (0-1,5m) observados a campo y simulados con NLEAP para el año 1. Puntos lilas y puntos negros corresponden a zonas de BP y AP, respectivamente. La línea negra central indica recta de mejor ajuste estimada por mínimos cuadrados, la línea punteada indica recta 1:1. Las bandas negras indican los límites del intervalo de predicción.

Para las condiciones experimentales del año 2, la simulación del N residual con NLEAP presentó un error de $16,7 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$, respecto del N residual observado. Este error resultó del orden del 30,2 %, respecto del promedio. La simulación con NLEAP mostró una alta correlación ($r=0,7$) y significativa (Tabla 3.3.2) con el N residual observado a campo. La ordenada al origen fue diferente de 0 (IC 95 % 12,4-46,1), y la pendiente de 1 (Tabla 3.3.2) para el modelo lineal ajustado (Figura 3.3.2).

Tabla 3.3.2. Coeficientes de regresión y estadísticos asociados para el año 2.

Variables	Coeficientes	Error estándar	LI (95 %)	LS (95%)	valor p
constante	29,2	7,8	12,4	46,1	0,0023
N simulado	0,4	0,1	0,1	0,6	0,0034

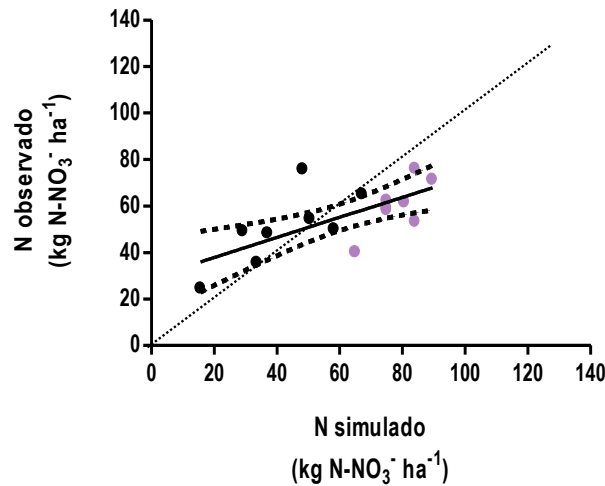


Figura 3.3.2: Nitratos residuales (0-1,5m) observados a campo y simulados con NLEAP para el año 2. Puntos lilas y puntos negros corresponden a zonas de BP y AP, respectivamente. La línea negra central indica recta de mejor ajuste estimada por mínimos cuadrados, la línea punteada indica recta 1:1. Las bandas negras indican los límites del intervalo de predicción.

En el año 1, la simulación con NLEAP del N vegetal (kg N ha^{-1}) resultó en un error de $30,9 \text{ kg N ha}^{-1}$, respecto los datos observados. Este error resultó del orden del 16,3 %, respecto del promedio. La simulación evidenció una elevada correlación con los valores cuantificados a campo ($r=0,9$; $p<0,000$) (Figura 3.3.3 a). En cuanto al N min, el modelo presentó un error de $8,6 \text{ kg N ha}^{-1}$, respecto del N min observado (8 % respecto del promedio) y una significativa correlación ($r=0,9$; $p<0,000$) (Figura 3.3.3 b).

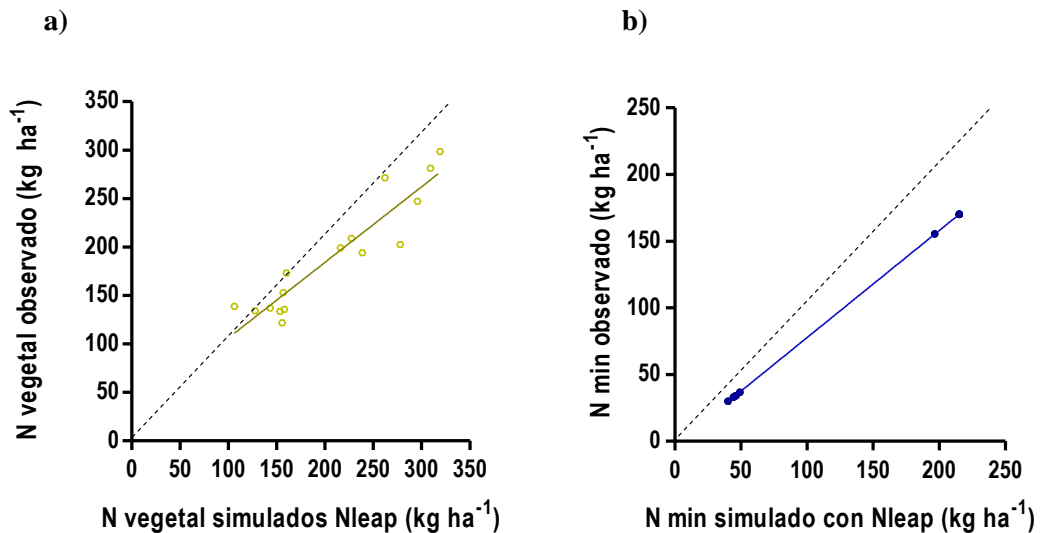


Figura 3.3.3: (a) N vegetal observado a campo y simulado con NLEAP; y (b) N mineralización observado y simulado con NLEAP en el año 1. La línea punteada indica la recta 1:1.

De manera similar, para el año 2, la simulación del N vegetal arrojó un error de $41,4 \text{ kg N ha}^{-1}$, respecto del N vegetal observado, y dicho error fue del 22,8 % del promedio. La correlación entre los valores de N vegetal observados en forma experimental y simulados con NLEAP (Figura 3.3.4 a) resultó elevada y significativa ($r=0,9$; $p<0,000$). Para el caso del N min simulado, el error fue de $7,1 \text{ kg N ha}^{-1}$ (7 %

respecto del promedio) y el ajuste entre los valores simulados vs observados fue elevado ($r=0,9$) y significativo ($p<0,000$) (Figura 3.3.4 b).

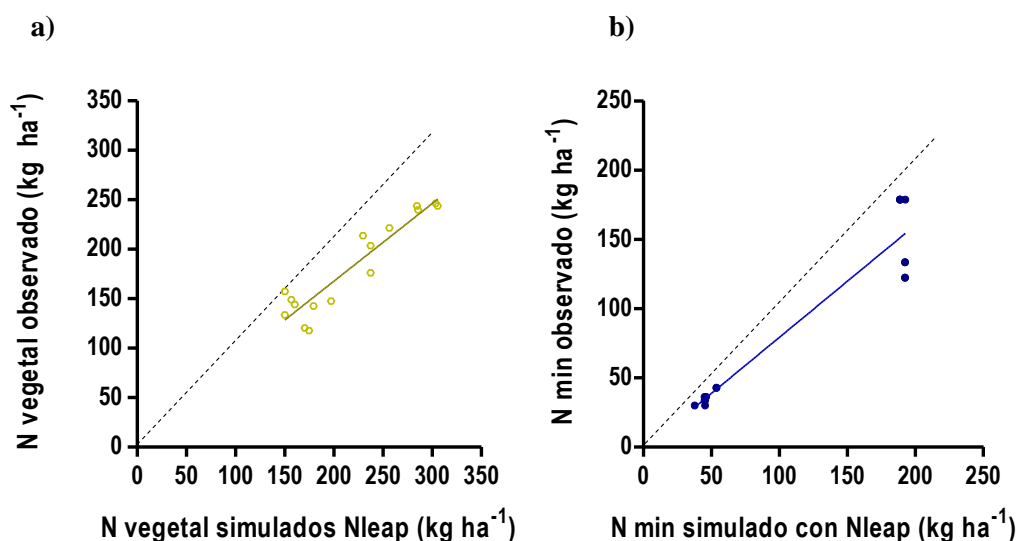


Figura 3.3.4: N vegetal observado a campo y simulado con NLEAP; y (b) N mineralización observado y simulado con NLEAP en el año 2. La línea punteada indica la recta 1:1.

Experimentos de Simulación

Las simulaciones realizadas para las condiciones del primer año experimental (año 1) bajo distintos escenarios climáticos (seco, húmedo y promedio) presentaron diferencias significativas marginales ($p=0,09$) para la variable N residual (Tabla 3.3.3). Para el N lixiviado anualmente (NL) hubo diferencias significativas ($p<0,05$) por efecto del escenario climático (Tabla 3.3.3). El NL resultó en promedio para todos los tratamientos de 164,9; 87,9 y 38,52 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ para un escenario húmedo, promedio y seco, respectivamente; y resultaron diferentes (húmedo>promedio>seco) de manera significativa ($p<0,05$).

Tabla 3.3.3: Nivel de significación del N residual, la lixiviación anual de N (NL) y del índice anual de riesgo de movimiento (IRM), para el año 1.

Fuentes de variación	N residual	NL	IRM
Escenario climático	0,09	<0,0001	<0,0001
ZM	0,01	0,01	0,0002
Escenario climático*ZM	0,22	0,15	<0,0001

n = 192, ZM: zonas de manejo.

El mayor valor promedio de NL ($p<0,05$) ocurrió en las zonas de BP con MU de N, bajo las condiciones climáticas de un escenario húmedo, y resultó de 234 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹. Para dicho escenario climático, en las zonas BP con la tecnología MSE, el NL resultó de 180,5 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹, y fue un 22,9 % menor ($p<0,05$) respecto del MU (Figura 4.3.5). Para las condiciones climáticas de un escenario promedio, en las zonas de BP con la tecnología MSE se logró reducir el NL en un 32 % ($p<0,05$), mientras que en las zonas de AP no hubo diferencias significativas (Figura 4.3.5). Para las

condiciones climáticas de un escenario seco, no hubo diferencias significativas entre tecnologías de fertilización en cada zona de manejo (Figura 4.3.5).

El NL para las zonas de BP fue mayor que en las zonas de AP ($p<0,05$), y resultó en promedio de 140 y 54,2 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ respectivamente, para todos los tratamientos y escenarios climáticos.

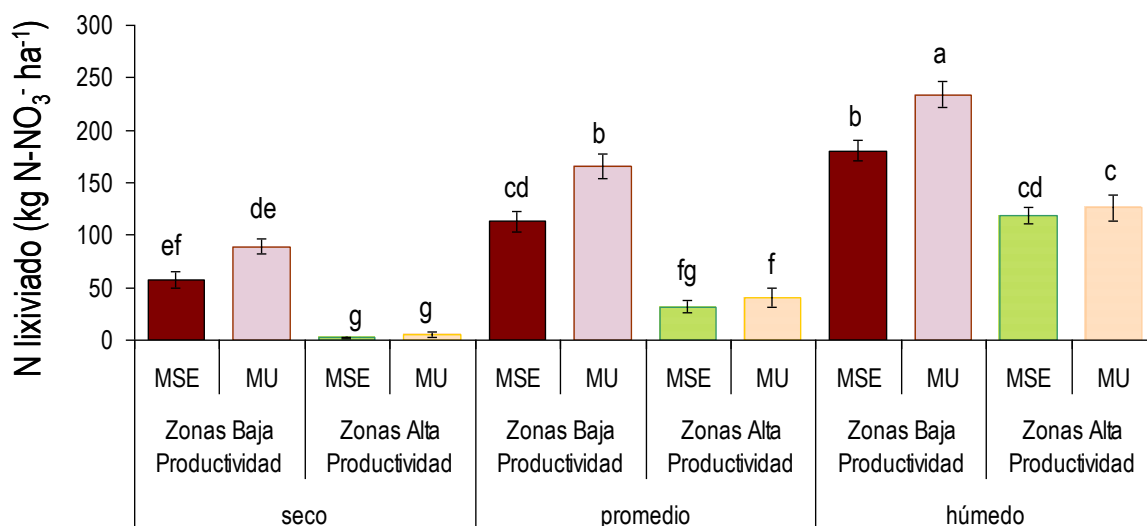


Figura 3.3.5: Valores medios de N lixiviado según escenarios climáticos por tratamiento del año 1. Barras verticales indican error estándar. MSE: manejo sitio-específico, MU: manejo uniforme de N. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p<0,05$).

El índice de riesgo de movimiento (IRM) resultó diferente según zonas de manejo entre escenarios climáticos (Tabla 3.3.3), aunque no presentó diferencias significativas entre tecnologías de fertilización ($p=0,8$). El IRM resultó mayor ($p<0,05$) en las zonas de BP, respecto de las zonas de AP, en todos los escenarios climáticos (Tabla 3.3.4). Tanto en las zonas de BP como de AP, el IRM resultó mayor ($p<0,05$) en un escenario de abundantes precipitaciones (húmedo>promedio>seco). El riesgo potencial de lixiviación anual (RPLA) resultó moderado en las zonas de BP, y bajo en las zonas AP, bajo el escenario seco. Para un escenario promedio, el RPLA resultó moderado en BP-MSE, mientras que en BP-MU dicho índice fue elevado. El RPLA resultó elevado y muy elevado en las zonas de AP y BP, respectivamente, bajo las condiciones del año húmedo (Tabla 3.3.4).

Tabla 3.3.4: Índice anual de riesgo de movimiento (IRM), y riesgo potencial de lixiviación anual (RPLA) bajo distintos escenarios climáticos simulados con NLEAP, por tratamiento del año 1.

Escenario climático	Tratamiento	IRM	RPLA
Seco	BP-MSE	0,8 (0,0)* c	Moderado
	BP-MU	0,8 (0,0) c	Moderado
	AP-MSE	0,0 (0,0) f	Bajo
	AP-MU	0,0 (0,0) f	Bajo
Promedio	BP-MSE	0,9 (0,0) b	Moderado
	BP-MU	0,9 (0,0) b	Elevado
	AP-MSE	0,2 (0,0) e	Bajo
	AP-MU	0,2 (0,0) e	Bajo
Húmedo	BP-MSE	1,0 (0,0) a	Muy elevado
	BP-MU	1,0 (0,0) a	Muy elevado
	AP-MSE	0,6 (0,0) d	Elevado
	AP-MU	0,6 (0,0) d	Elevado

*Error estándar de la media. BP: zonas de baja productividad, AP: zonas de alta productividad, MSE: manejo sitio-específico, MU: manejo uniforme de N. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Para las condiciones del segundo año experimental (año 2), hubo diferencias significativas ($p < 0,05$) para el N residual por efecto del escenario climático (Tabla 3.3.5). El N residual resultó en promedio para todos los tratamientos de 52; 39,3 y 23,4 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ para un escenario seco, húmedo y promedio, respectivamente; y resultaron diferentes (seco > promedio > húmedo) de manera significativa ($p < 0,05$). En las zonas de AP el N residual fue mayor que en las zonas de BP (Tabla 3.3.5), y resultó en promedio de 54,4 y 22,11 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹, respectivamente para todos los tratamientos y escenarios climáticos.

Tabla 3.3.5: Nivel de significación del N residual, la lixiviación anual de N (NL) y del índice anual de riesgo de movimiento (IRM), para el año 2.

Fuentes de variación	N residual	NL	IRM
Escenario climático	<0,0001	<0,0001	<0,0001
ZM	0,03	0,06	0,00
Escenario climático*ZM	0,09	0,00	<0,0001

n = 192, ZM: zonas de manejo.

Para las condiciones de un escenario seco, el N residual de las zonas de BP resultó en promedio de 30 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ con MSE, y fue un 39 % menor que con MU; mientras que en las zonas de AP no hubo diferencias significativas entre tecnologías de fertilización (Figura 3.3.6). Para las condiciones de un escenario climático promedio no hubo diferencias significativas de N residual entre tecnologías de fertilización en las zonas de BP; mientras que en las zonas de AP, resultó en promedio de 70,8 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ con MSE, un 51 % mayor que con MU, cuyo valor promedio fue de 46,8 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ (Figura 3.3.6). Para un escenario climático húmedo no hubo diferencias significativas entre tecnologías de fertilización en cada zona de manejo (Figura 3.3.6).

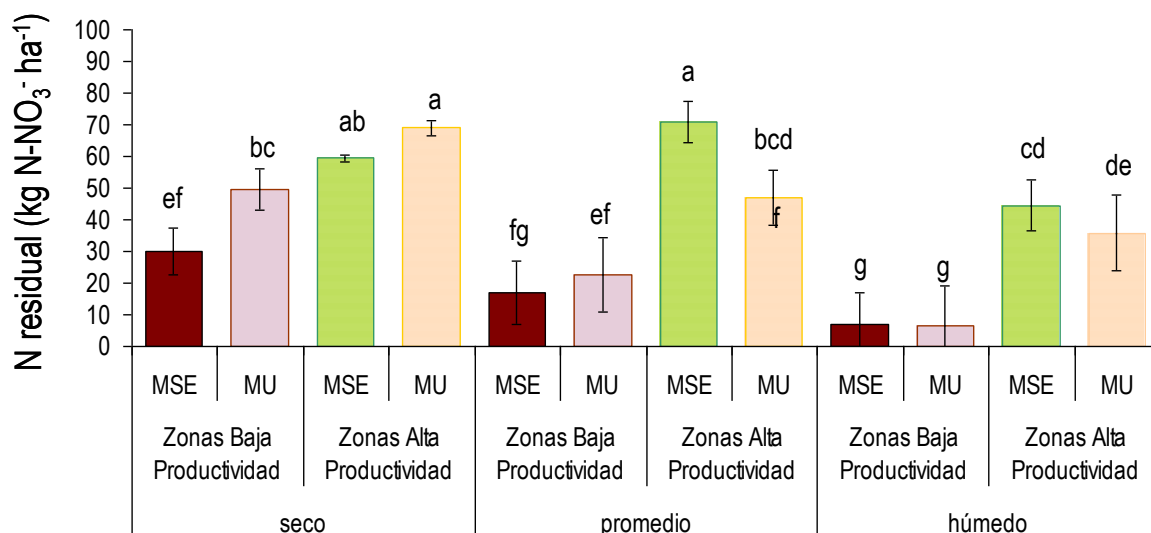


Figura 3.3.6: Valores medios de N residual según escenarios climáticos por tratamiento del año 2. Barras verticales indican error estándar. MSE: manejo sitio-específico, MU: manejo uniforme de N. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p<0,05$).

Para la lixiviación anual de nitratos (NL) hubo diferencias significativas ($p<0,05$) por efecto del escenario climático (Tabla 3.3.5). El NL resultó en promedio para todos los tratamientos de 112,4; 44,8 y 44,6 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ para un escenario húmedo, seco y promedio, respectivamente; y resultaron diferentes (húmedo>promedio=seco) de manera significativa ($p<0,05$).

Para el escenario climático seco, en las zonas BP con la tecnología MSE, el NL resultó de 62 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹, y fue un 39 % menor ($p<0,05$) respecto del MU (Figura 3.3.7). Para las condiciones climáticas de un escenario húmedo, en las zonas de AP con la tecnología MSE se logró reducir el NL en un 24,7 % ($p<0,05$), mientras que en las zonas de BP no hubo diferencias significativas (Figura 3.3.7). Para las condiciones climáticas de un escenario promedio, no hubo diferencias significativas entre tecnologías de fertilización en cada zona de manejo (Figura 3.3.7).

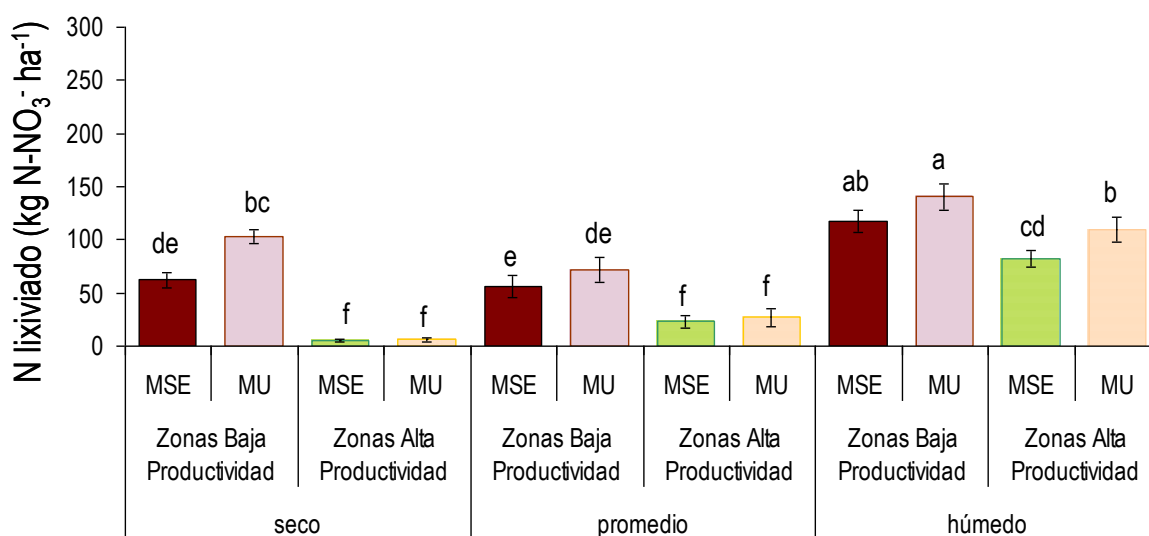


Figura 3.3.7: Valores medios de N lixiado según escenarios climáticos por tratamiento del año 2. Barras verticales indican error estándar. MSE: manejo sitio-específico, MU: manejo uniforme de N. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p<0,05$).

El IRM resultó diferente ($p<0,05$) según zonas de manejo entre escenarios climáticos (Tabla 4.3.5), aunque no presentó diferencias significativas entre tecnologías de fertilización ($p=0,2$). El IRM resultó mayor ($p<0,05$) en las zonas de BP, que en las zonas de AP, en todos los escenarios climáticos (Tabla 3.3.6). El mayor valor promedio de IRM ($p<0,05$) ocurrió en las zonas de BP bajo un escenario húmedo, mientras que el menor, resultó en las zonas de AP bajo un escenario seco (Tabla 3.3.6). El IRM resultó similar entre las zonas de BP de un escenario húmedo y las zonas de BP de un escenario promedio y seco, independientemente de la tecnología de fertilización (Tabla 3.3.6). El RPLA resultó bajo en las zonas de AP y moderado en las zonas de BP, tanto para un escenario seco como promedio. Sin embargo, dicho índice resultó muy elevado en los sitios de BP y elevado en los sitios AP en un escenario húmedo (Tabla 3.3.6).

Tabla 3.3.6: Índice anual de riesgo de movimiento (IRM), riesgo potencial de lixiviación anual (RPLA) bajo distintos escenarios climáticos simulados con NLEAP, por tratamiento del año 2.

Escenario climático	Tratamiento	IRM	RPLA
Seco	BP-MSE	0,6 (0,0)* b	Moderado
	BP-MU	0,7 (0,0) b	Moderado
	AP-MSE	0,1 (0,0) cd	Bajo
	AP-MU	0,0 (0,0) d	Bajo
Promedio	BP-MSE	0,7 (0,1) b	Moderado
	BP-MU	0,6 (0,1) b	Moderado
	AP-MSE	0,2 (0,0) c	Bajo
	AP-MU	0,2 (0,0) c	Bajo
Húmedo	BP-MSE	1,0 (0,0) a	Muy elevado
	BP-MU	0,9 (0,0) a	Muy elevado
	AP-MSE	0,8 (0,0) b	Elevado
	AP-MU	0,8 (0,0) b	Elevado

*Error estándar de la media. BP: zonas de baja productividad. AP: zonas de alta productividad, MSE: manejo sitio-específico, MU: manejo uniforme de N. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($p<0,05$).

3.4 DISCUSIÓN

Validación del NLEAP

La evaluación de modelos es propuesta para indicar una medida de adecuación (ó robustez) de los mismos, basada en criterios preestablecidos de la aceptación de su funcionalidad en términos de exactitud y precisión para el objetivo propuesto. La precisión y la exactitud son dos medidas independientes del error de predicción del modelo, siendo que una elevada precisión no asegura una elevada exactitud. El coeficiente de determinación (r^2) es un buen indicador de la precisión del modelo, mientras que la pendiente y la ordenada al origen de la regresión ajustada a los datos resultan buenos indicadores de la exactitud del modelo (Tedeschi, 2006).

En el año 1, el N residual observado a campo y simulado con el modelo NLEAP resultaron en un error elevado (29 % respecto del promedio), aunque se logró una alta correlación ($r=0,9$) y significativo ($p<0,0001$). Además, el 82 % de la variabilidad en los valores observados fue explicada por la variabilidad en los valores simulados por

NLEAP, resultando en una elevada precisión de la predicción del modelo ($r^2=0,82$). En el año 2, el error resultó elevado (30 % respecto del promedio), pero el ajuste entre los valores observados vs. simulados no fue tan elevado ($r=0,4$), aunque resultó significativo ($p=0,0034$), y coincidió con lo observado por Delgado *et al.* (2005) en estudios similares. La variabilidad fue explicada por el modelo de regresión en un 46 % ($r^2=0,46$).

La predicción del N residual realizada por el NLEAP resultó más precisa en el año 1 que en el año 2; aunque fue inexacta en ambos años, dado que la pendiente y la ordenada al origen difirieron de 1 y 0, respectivamente (Tablas 3.3.1 y 3.3.2). Esto sugiere que el modelo NLEAP podría presentar algunas falencias para predecir el contenido de N residual en tratamientos de fertilización nitrogenada según zonas de manejo en las condiciones estudiadas (Figuras 3.3.1 y 3.3.2). En experimentos de fertilización nitrogenada del maíz conducidos en suelos Hapludoles y Argiudoles de la Región Pampeana (Rimski-Korsakov *et al.*, 2004), el NLEAP simuló el N residual con elevada precisión ($r^2=0,7$) y exactitud, siendo que la pendiente y la ordenada al origen no difirieron de 1 y 0, respectivamente (95 % de confianza). Por otro lado, en experimentos de fertilización nitrogenada basados en zonas de manejo sitio-específico en Colorado (Estados Unidos), concluyeron que el NLEAP puede predecir adecuadamente el N residual en zonas de alta, media y baja productividad del maíz. El N residual observado vs. simulado resultó en un moderado ajuste y significativo ($r=0,4$, $p<0,001$), respecto de la línea 1:1 (Delgado *et al.*, 2005).

En el año 1, en las zonas de BP, donde los valores de N residual observados oscilaron entre 24,8 y 61,3 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹, la diferencia entre los valores observados y simulados resultó cercana a 0. Sin embargo, cuando los valores observados a campo fueron mayores a 92 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹, como ocurrió mayormente en las zonas de AP, los valores se apartaron levemente de la recta 1:1 (Figura 3.3.1). La diferencia entre los valores simulados y observados fue de 5,7 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ (10 %) en promedio. En el año 2, el N residual cuantificado en forma experimental osciló entre 24,6 y 75 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ en las zonas de BP. La diferencia entre los valores simulados con NLEAP y cuantificados a campo fue de -4,5 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ (-8,2 %) en promedio. En las zonas de AP, dicha diferencia resultó en promedio de 14,9 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ (27 %), y el N residual osciló entre 50,0 y 76,9 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹.

En términos generales, el modelo sobrestimó el N residual en las zonas de AP, donde se observaron mayores contenidos de N residual a campo. Algunas diferencias fueron evidenciadas al inferir en algunos de los parámetros estimados por NLEAP para predecir el N residual (Ecuación 1).

Por un lado, en relación al N vegetal, el NLEAP considera la absorción de N por el cultivo en función del rendimiento y un coeficiente constante de N absorbido por tonelada de grano producido de 21,4 kg N t⁻¹ (Follet *et al.*, 1991). Sin embargo, los valores cuantificados en forma experimental evidenciaron variaciones en el requerimiento de N t⁻¹ grano producido, coincidiendo con lo observado por otros estudios en la Región Pampeana (Rimski-Korsakov *et al.*, 2005; Steinbach *et al.*, 2004). Es por ello que, si bien la simulación del N vegetal resultó en una elevada y significativa correlación con los valores observados para el año 1 y el año 2 (Figuras 3.3.3 a y 3.3.4 a), el modelo resultó en una sobrestimación del N vegetal (valores alejados hacia la derecha de la recta 1:1). En las zonas de BP del año 1, el NLEAP sobrestimó el N vegetal en 5,7 kg N ha⁻¹ en promedio; mientras que para las zonas de AP, la sobrestimación fue en promedio de 32,4 kg N ha⁻¹. Para el año 2, el modelo sobrestimó el N vegetal en 12 kg N ha⁻¹ en promedio en las zonas de BP y en 20,1 kg N ha⁻¹ en las zonas de AP. Rimski-Korsakov *et al.* (2005) en experimentos de fertilización

nitrogenada del maíz en Región Pampeana encontraron que el modelo sobrestimó el N vegetal con dosis bajas de N pero subestimó el N vegetal y la volatilización con dosis elevadas de N ($> 115 \text{ kg ha}^{-1}$), y por ende, predijo mayores valores de N residual. Sobre la base de los valores experimentales (capítulo 2) es posible generar un modelo explicativo para mejorar la estimación del requerimiento del N del cultivo de maíz mediante una ecuación ajustada con los resultados experimentales. El N vegetal presentó una relación lineal y positiva ($r=0,9$ y $p=0,0001$) con el rendimiento en grano del maíz ($n=32$). Con esto, se propone ajustar los algoritmos del NLEAP para las condiciones locales mediante la Ecuación 4:

$$\text{N vegetal (kg ha}^{-1}\text{)} = 17,8 * \text{Rendimiento maíz (t grano ha}^{-1}\text{)} + 4,3 \quad (4)$$

Este modelo (Ecuación 4) fue semejante a otros publicados para cultivo de maíz en Región Pampeana (Di Napoli & Gonzalez Montaner, 1997; Álvarez & Steinbach, 2012).

En cuanto al N proveniente de la mineralización de la materia orgánica (Nmin), el modelo sobrestimó $11,4 \text{ kg N ha}^{-1}$ en promedio en las zonas de BP y $44,3 \text{ kg N ha}^{-1}$ en las zonas de AP, respecto de lo observado a campo, para el año 1 (Figura 3.3.3 b). En las zonas de BP del año 2, el NLEAP sobrestimó el Nmin en $10,9 \text{ kg N ha}^{-1}$ en promedio; mientras que en las zonas de AP el modelo sobrestimó el Nmin en $37,8 \text{ kg N ha}^{-1}$ en promedio (Figura 3.3.4 b). Los valores de Nmin simulados con NLEAP resultaron similares a los reportados por Shaffer *et al.* (1995) en experimentos de larga duración de fertilización nitrogenada de maíz sobre suelos semejantes en Colorado (Estados Unidos). La cantidad anual del N proveniente de la mineralización de la materia orgánica es aproximada por el NLEAP como un porcentaje del N orgánico del estrato superficial del suelo (Pierce *et al.*, 1991). Para ello, el modelo estima una tasa de mineralización del 1 ó 2 % anual, dependiendo del contenido de materia orgánica (MO), del estatus hídrico y de la temperatura del suelo, entre otros factores (Shaffer *et al.*, 1991). En el primer caso, cuando el NLEAP asume una tasa del 1% anual (en las zonas de BP), el modelo calcula el Nmin como el producto entre contenido de MO y un coeficiente de 25,4; mientras que para una tasa del 2 % dicho coeficiente asciende a 51 (zonas de AP). Esto podría explicar la sobrestimación incurrida en las predicciones del Nmin por el NLEAP y, en consecuencia, se propone mejorar la performance del modelo mediante el ingreso de las tasas de mineralización observadas a campo; o bien, mediante el ajuste en los coeficientes de estimación de las tasas durante el ciclo del cultivo. De manera alternativa, se podría calcular el Nmin en las zonas de BP como función lineal de la MO de acuerdo al modelo explicativo obtenido con los datos experimentales ($r=0,9$; $p<0,000$) según la Ecuación 5:

$$\text{N min} = 17,3 * \text{MO} + 0,73 \quad (5)$$

De esta misma forma, y en relación a las zonas de AP, para calcular el N min según el contenido de MO se podría ajustar el coeficiente del NLEAP por el valor de 46,24 de manera de mejorar las predicciones del modelo.

Si bien las pérdidas por volatilización no fueron cuantificadas a campo, para contrastar con las simulaciones realizadas con NLEAP, estas pérdidas fueron calculadas mediante un modelo recientemente publicado para maíz en suelos de la Región Pampeana (Álvarez & Steinbach, 2012). Este modelo incluye el efecto de la dosis de urea, la forma de aplicación y la temperatura ($^{\circ} \text{C}$) durante el mes posterior a la fertilización sobre la magnitud de la volatilización, y resulta aplicable en un rango de

dosis de 50-210 kg N ha⁻¹. Las diferencias entre los resultados de las simulaciones con NLEAP y las estimaciones del modelo de Alvarez & Steinbach (2012) resultaron cercanas a 0 en ambos años experimentales, sugiriendo que la volatilización no sería una causa central de la inexactitud del NLEAP. Por otra parte, el NLEAP calcula las pérdidas por desnitrificación mediante la multiplicación del total de entradas de N inorgánico (fertilización, riego, precipitaciones) por un porcentaje de desnitrificación estimado según la clase de drenaje del suelo y el contenido de materia orgánica (Meisinger & Randall, 1991). Sin embargo, en la Región Pampeana, el aporte de N por precipitaciones no suele contemplarse dada la baja concentración de N-NO₃⁻ en el agua de lluvias (Chaneton *et al.*, 1996), dicho aporte puede resultar significativo en regiones altamente industrializadas (Webb *et al.*, 2000). Para suelos de clase de drenaje excesiva y cuyo contenido de materia orgánica no supera el 2 %, tal como fueron caracterizados los suelos de las zonas de BP; el modelo estima pérdidas por desnitrificación de entre un 2 y 4 % del N inorgánico. Mientras que en las zonas de AP, cuyos suelos poseen buen drenaje y el contenido de materia orgánica oscila entre 2 y 4 %, la desnitrificación asciende a 3-9 % del N inorgánico. Además, las pérdidas por desnitrificación resultan en un proceso de escasa relevancia en dicha región debido a las condiciones agroclimáticas y de manejo imperantes, por lo que pueden considerarse despreciables, especialmente en fertilizaciones con urea (Ciarlo, 2008) y bajo condiciones de sequía (Palma *et al.*, 1997, Rodríguez, 2004). Por este motivo, es probable que el NLEAP haya sobrestimado las pérdidas por desnitrificación.

Asumiendo sobrestimaciones en los aportes de N_{min} y a su vez, sobrestimaciones en el N vegetal, es de esperar que en las zonas de BP dichas diferencias fueran compensadas, en contraposición a lo ocurrido en las zonas de AP, donde la magnitud de las diferencias resultaron en una evidente sobrestimación en la predicción del N residual. En estos sitios, una aparente sobrestimación en las pérdidas por desnitrificación (u otras salidas del sistema tales como erosión o escorrentía) no fueron suficientes para equilibrar las fallas en las predicciones del N residual durante los dos años experimentales (Figuras 3.3.1 y 3.3.2).

Adicionalmente, el modelo permite evaluar fácilmente los efectos del manejo y las condiciones climáticas en la lixiviación de N-NO₃⁻, como lo indicado previamente por Shaffer *et al.* (1991) en la descripción y aplicaciones del modelo NLEAP, mediante la utilización de una amplia base de datos experimentales de Estados Unidos. En experimentos de larga duración conducidos en diversas regiones de Estados Unidos se evaluó la aplicación del modelo NLEAP, y su validación fue realizada mediante el contraste de las simulaciones con la información obtenida a campo con lisímetros. Los resultados indicaron que el 91 y 86 % de la variabilidad del volumen de agua lixiviada y de la cantidad de N-NO₃⁻ lixiviados, respectivamente, fueron predichos por el modelo. El modelo reprodujo las tendencias estacionales generales de las observaciones, y precisó adecuadamente los índices de lixiviación (Shaffer *et al.*, 1991).

Experimentos de simulación

Dada la magnitud del error observado en la validación del modelo NLEAP, resulta conveniente su consideración en las aproximaciones abordadas mediante los experimentos de simulación para el presente capítulo.

De los resultados de los experimentos de simulación se dedujo que la lixiviación anual de N-NO₃⁻ (NL) resultó mayor ($p < 0,05$) bajo las condiciones climáticas de un año húmedo, respecto de uno promedio y seco, para todos los tratamientos en ambos años experimentales (Figuras 3.3.5 y 3.3.7).

Para las condiciones experimentales del año 2, el N residual (0-1,5 m de profundidad) fue acumulado en períodos secos, dado que resultó mayor en un 32,3 y 55 % que un escenario promedio y seco, respectivamente (Figuras 3.3.6). Mientras que el mayor NL (> 1,5 m de profundidad) ocurrió en un escenario húmedo, y fue un 60,1 y 60,3 % mayor que en un escenario promedio y seco, respectivamente (Figura 3.3.7). Estos resultados coincidieron con lo observado por Rimski-Korsakov *et al.* (2004) en experimentos de simulación con NLEAP para cuantificar el potencial de pérdidas de N-NO_3^- por lixiviación de dos suelos irrigados y fertilizados con distintos niveles de N. Los N-NO_3^- acumulados en el perfil en estaciones secas resultaron posteriormente en pérdidas por lixiviación durante periodos de lluvias intensas. Los niveles de N-NO_3^- lixiviados fueron similares tanto en Argiudoles de la Pampa Ondulada como en Hapludoles de la Pampa Arenosa (Rimski-Korsakov *et al.*, 2004). Es decir, que a la luz de los resultados del presente capítulo, la lixivación de N-NO_3^- no sería constante en el tiempo, ya que el clima tuvo un efecto significativo sobre este proceso. Por el contrario, en estudios conducidos en Estados Unidos a escala regional, mediante una extensa base de datos climáticos para evaluar el efecto sobre la lixiviación con NLEAP (Shaffer *et al.*, 1994), concluyeron que la lixiviación de N-NO_3^- y el contenido de N residual en el corto plazo son determinados, en mayor medida, por los niveles de N-NO_3^- del suelo per-se, que por cuestiones climáticas o de manejo. En cambio, los niveles de fertilidad del suelo y la lixiviación de N-NO_3^- en el largo plazo dependen de las interacciones de manejo del cultivo y del clima, en períodos de 5-20 años, ó mayores.

Siendo que las zonas de BP ocupan lomadas altas y cordones medanosos, con predominancia de suelos de textura más gruesa que en las zonas de AP, los resultados presentados (Figuras 3.3.5, 3.3.6 y 3.3.7) se asemejan a los reportados por Delgado *et al.* (2005). Estos autores observaron un menor contenido de N residual y una mayor lixiviación de N-NO_3^- en las zonas más arenosas de la toposecuencia, al evaluar el potencial de la fertilización sitio-específica para reducir la lixiviación de N-NO_3^- con NLEAP en suelos de Colorado (Estados Unidos). De manera opuesta, en las zonas de AP de la presente Tesis, cuyos suelos ocupan posiciones ligeramente más deprimidas, de drenaje moderadamente bueno y texturas algo más finas, la acumulación del N residual se vio más favorecida, y se tradujo en menor NL, que en las zonas de BP.

Para las condiciones experimentales del año 1, si bien no hubo efecto del clima en cuanto a la acumulación de N residual; la lixiviación de N-NO_3^- se vio afectada por factores climáticos según tratamientos de fertilización. En las zonas de BP bajo las condiciones de un escenario húmedo y promedio, el MSE redujo el NL en 53 kg N ha^{-1} en promedio en cada escenario climático, respecto del MU (Figura 3.3.5). De manera similar, Follet (1995) encontró que las condiciones climáticas resultaron altamente significativas para el NL ($p < 0,001$), al evaluar el efecto del clima y la fertilización nitrogenada sobre la lixiviación de N-NO_3^- en experimentos de maíz en suelos Haploboroles de Estados Unidos, mediante el NLEAP. Además, el modelo fue adecuado para predecir el N residual a nivel lote, y resultó en una herramienta efectiva para predecir eventos asociados a la lixiviación de N-NO_3^- y del manejo del cultivo.

Para las condiciones experimentales del año 2, bajo un escenario climático seco, la mayor acumulación de N residual ($p < 0,05$) en las zonas de AP con MSE, respecto del MU no se tradujo en un mayor NL (Figuras 3.3.6 y 3.3.7). Sin embargo, para un escenario seco, en las zonas de BP el N residual se redujo en un 39 % con MSE, y se tradujo en una reducción del NL de la misma magnitud, respecto del MU (Figuras 3.3.6 y 3.3.7). En los dos años experimentales, el IRM fue elevado en las zonas de BP para todos los escenarios climáticos analizados, mientras que en las zonas de AP el IRM resultó bajo en un año seco y promedio pero elevado en un año húmedo (Tablas 3.3.4 y

3.3.6). El IRM resultó mayor ($p < 0,05$) en las zonas de BP (0,9 y 1 en promedio) en un escenario húmedo, respecto de un promedio y uno seco. Es decir, que bajo condiciones de abundantes precipitaciones, dicho índice estaría indicando movimiento por debajo de la zona radical por la presencia de agua en exceso, que suponen una amenaza para el acuífero (Tabla 3.3.4 y 3.3.6). Bajo el escenario climático húmedo, el RPLA resultó (muy) elevado en ambos años experimentales, indicando una mayor susceptibilidad de las pérdidas de N-NO_3^- , respecto a lo ocurrido para un escenario seco y uno promedio (Tablas 3.3.4 y 3.3.6), coincidiendo con Ersahin & Karaman (2001). En cambio, en un escenario de clima promedio para el año 2, el RPLA en las zonas de BP resultó moderado con MSE de N, mientras que con MU resultó elevado. Esto evidencia un mayor riesgo anual de pérdidas de N-NO_3^- debido a la mayor dosis de N aplicada con MU, respecto del MSE.

Al ponderar el NL (kg ha^{-1}) por la proporción de ocupación de las zonas de manejo dentro de cada lote, la fertilización según MU resultó mayor que el MSE en todos los escenarios climáticos del año 1 ($p=0,01$; $p=0,005$; $p=0,003$; año seco, promedio y húmedo, respectivamente) y del año 2 ($p=0,003$; $p=0,002$; $p=0,02$; año seco, promedio y húmedo, respectivamente).

La lixiviación anual de N-NO_3^- resultó muy elevada ($>90 \text{ kg N ha}^{-1}$) en todos los tratamientos bajo las condiciones de un año húmedo indicando la necesidad de cambios en las prácticas de manejo del N en un escenario de abundantes precipitaciones. Teniendo en cuenta los registros históricos de la zona de estudio, la probabilidad que lluevan hasta 650 mm durante el ciclo del maíz es del 80 %; mientras que la ocurrencia de años con riesgo de lixiviación de N tal como fue planteado en este capítulo es del 28,4 % (Figura A.2). Es decir, que aproximadamente 3 de cada 10 años presentarían riesgo de lixiviación de N. Para minimizar las pérdidas de N, especialmente en dichos años, la acumulación de N-NO_3^- residuales podría regularse mediante diversas alternativas tales como realizar barbechos verdes (enmalezados, cultivos de cobertura); fertilizar con N en el momento de máxima demanda del cultivo (Rimski-Korsakov *et al*, 2005); o bien, ajustar la fecha de siembra de los cultivos. Durante el barbecho otoño-invernal, la incorporación de cultivos de cobertura contribuye a la captura del N residual del suelo después de la cosecha del cultivo de grano, evitando la lixiviación hacia capas más profundas (Scianca, 2010). La presencia de una gramínea invernal sembrada luego de la cosecha de maíz es útil para absorber N-NO_3^- residuales, aportar C e incrementar la cobertura del suelo durante el período invernal (Ruffo, 2003). La utilización del NLEAP junto con modelos de diagnóstico de N calibrados para las condiciones locales, puede resultar de gran utilidad para adecuar la fertilización y mejorar su eficiencia a través del manejo de los N-NO_3^- residuales.

Finalmente, las diferencias encontradas en las variables analizadas en los experimentos de simulación (año 1 vs. año 2) se debieron a las distintas condiciones experimentales de cada año (diferentes lotes, híbridos de maíz, dosis de N y rendimientos) (Tablas 2.2.3, 2.2.4 y 2.2.5, capítulo 2).

3.5 CONCLUSIONES

La tecnología de fertilización uniforme resultó en una mayor lixiviación de nitratos respecto del manejo sitio-específico en las zonas de alta productividad bajo todos los escenarios climáticos estudiados (seco, promedio y húmedo) para las condiciones del año 1 y bajo un escenario húmedo según las condiciones del año 2. En las zonas de baja productividad la lixiviación fue mayor con la fertilización uniforme en

un escenario seco durante el año 2. La lixiviación anual con manejo uniforme resultó mayor que con fertilización sitio-específica a escala de lote en todos los escenarios climáticos analizados. Con lo cual, los resultados concuerdan con la hipótesis planteada.

La simulación del N residual mostró un error del orden del 29 % respecto del promedio en el año 1, y del 30 % en el año 2. La magnitud del error fue evidenciado porque el modelo tendió a sobrestimar el N residual en las zonas de alta productividad, donde se observaron mayores acumulaciones de N residual, respecto de las zonas de baja productividad. En términos generales, el modelo sobrestimó el N vegetal y el N mineralizado, y se pudo inferir que sobrestimó las pérdidas de N por desnitrificación. Sin embargo, en ambos años experimentales se observó una elevada correlación y significativa con los valores observados, lo que sugiere que resultó preciso, aunque inexacto, para predecir el N residual. Para mejorar la performance del NLEAP se propone poner énfasis en el ajuste de las variables de N vegetal y N mineralizado. Para mejorar la predicción del N vegetal se recomienda ajustar el requerimiento de $N\ t^{-1}$ grano de maíz mediante una ecuación simple desarrollada para las condiciones locales estudiadas. Para adecuar las predicciones del N mineralizado se sugiere ingresar las tasas de mineralización observadas a campo, o bien, ajustar los coeficientes de estimación de dicha variable por el NLEAP.

La lixiviación anual de $N-NO_3^-$ resultó muy elevada en las condiciones de un año húmedo indicando la necesidad de cambios en las prácticas de manejo del N en un escenario de abundantes precipitaciones. Mientras que elevados valores del índice del riesgo de movimiento indican la presencia de agua en exceso que se mueve por debajo de la zona radical pudiendo fácilmente percolar. Esto supone que el agua sea utilizada en forma ineficiente para la producción del maíz en años húmedos. Es por ello que los parámetros cualitativos y cuantitativos calculados por el NLEAP deben ser considerados en forma conjunta para estimar el riesgo de contaminación del acuífero con $N-NO_3^-$ a partir de prácticas agronómicas. Además, independientemente del tratamiento y del escenario climático, las zonas de baja productividad resultaron en una mayor lixiviación que las zonas de alta productividad, resaltando la importancia de identificar y considerar las zonas con riesgo de lixiviación a escala de lote.

CAPITULO 4

VARIABILIDAD ESPACIAL DEL NITRÓGENO RESIDUAL SEGÚN TECNOLOGÍAS DE FERTILIZACIÓN NITROGENADA

4.1 INTRODUCCIÓN

La variabilidad espacial de las propiedades físicas y químicas de los suelos a escala de lote fue reconocida en trabajos previos realizados en la Región Pampeana (Di Pietro *et al.*, 1986; Giuffré *et al.*, 1994). Los beneficios agronómicos de la implementación del MSE de N están relacionados mayormente con los patrones espaciales de las propiedades edáficas y la concentración de N del suelo (Cahn *et al.*, 1994) cuya información puede ser utilizada para desarrollar mapas de recomendación (Ruffo, 2006).

La variabilidad sistemática que es caracterizada como una tendencia gradual en las propiedades del suelo, puede ser entendida en término de factores formadores del suelo o de procesos a determinada escala de observación (Wilding & Drees, 1983). Las fuentes de variación sistemática pueden encontrarse en un amplio rango de variabilidad topográfica, climática, litológica ó biológica -desde una escala regional (Van Wambeke & Dudal, 1978) a una micro escala-, a partir de diferencias en las características fisicoquímicas del suelo (Millar, 1971). Las diferencias observadas en las propiedades del suelo que no pueden asociarse a una causa conocida se encuentran relacionadas con la variabilidad sistemática. Además, existen fuentes de variación temporal y espacial que no pueden ser discernidas por su naturaleza o escala de análisis. La heterogeneidad que no puede ser explicada es conocida como variación aleatoria pura o “white noise” (Ball & Williams, 1968).

La variabilidad de las propiedades del suelo es mencionada en la bibliografía como el objetivo principal de estudio que concierne a distintas variables biológicas, hidrológicas, geológicas, ecológicas y de manejo (Gotway & Hergert, 1997). En el caso del N inorgánico, la dinámica temporal y espacial de éste nutriente en el suelo es afectada principalmente por las condiciones climáticas y edáficas (Giebel *et al.*, 2006), y en regiones semiáridas, la topografía, la vegetación y el uso del suelo, pueden resultar significativos (Inman *et al.*, 2005). Además, debido a la naturaleza del NO_3^- , es esperable que la distribución del contenido de N-NO_3^- sea heterogénea y menos dependiente a escala espacial que otros nutrientes. Sin embargo, la dependencia espacial del N-NO_3^- puede tener implicancias importantes sobre las causas y efectos de la lixiviación del N en el paisaje, y es por ello que diversos estudios a nivel internacional se han focalizado en determinar su variabilidad espacial (Eghball *et al.*, 2003; Kurunc *et al.*, 2011; Stenger *et al.*, 2002).

En la descripción y el análisis de resultados con distribución espacial es necesario utilizar métodos geoestadísticos que consideren la dimensión espacial de las observaciones (Isaaks & Srivastava, 1989; Ruffo, 2006). La geoestadística ha sido utilizada para determinar la estructura de correlación espacial y el rango en el cual las observaciones se encuentran correlacionadas (Goovaerts, 1997). La teoría de variables regionalizadas considera diferencias entre pares de observaciones georreferenciadas de una propiedad en sitios separados por una distancia, y las expresa como su semi-varianza (Webster, 1985). La descripción de la dependencia espacial se puede utilizar para definir una función de ponderación espacial que se refiere a la similitud de las observaciones de acuerdo con la distancia a la que están separadas. La dependencia espacial es la esencia de la autocorrelación espacial en aquellas

situaciones en las que las observaciones provenientes de sitios diferentes no son independientes entre sí (Fotheringham, 2009), y las observaciones ubicadas en sitios mas próximos son más similares (autocorrelación positiva) o menos similares entre sí (autocorrelación negativa) que las observaciones ubicadas en sitios más alejados (Legendre, 1993). El variograma es una de las metodologías más comúnmente empleada dentro de la geoestadística para describir y cuantificar la estructura espacial de observaciones georreferenciadas (Webster & Oliver, 2007). La construcción del semivariograma dependerá de la escala y diseño de muestreo, y del conjunto de datos subyacentes, ya que no hay un modelo de semivariograma “absoluto” para una propiedad edáfica determinada (Webster, 1985). Los métodos de interpolación geoestadísticos permiten estimar valores de una variable en sitios no muestreados a partir del análisis de la continuidad espacial a través del cálculo de semivariogramas (Zubillaga & Urricariet, 2007). De tal modo, se puede representar en mapas detallados la distribución espacial de propiedades del suelo como base para delimitar áreas homogéneas de manejo diferencial (Kravchenko & Bullock, 1999).

En un experimento conducido en suelos Hapludoles de la Pampa Arenosa (Zubillaga *et al.*, 2006a) con la finalidad de evaluar la estructura espacial de variables edáficas a nivel lote, se realizó un muestreo sistemático sobre una grilla georreferenciada (resolución 50 x 50 m) en una superficie de 8 ha. Dichos autores encontraron un patrón de distribución espacial definido, no sólo en la producción de biomasa del cultivo de maíz, sino en la disponibilidad de nutrientes. Las zonas de mayor productividad del maíz coincidieron con las de mayor concentración de C oxidable (Cox), N total, humedad inicial, N disponible y menor contenido de P, lo que justifica la aplicación del manejo sitio-específico de nutrientes bajo las condiciones estudiadas.

El **objetivo** de este capítulo fue describir la variabilidad espacial del N residual a escala de lote y su relación con distintas propiedades del suelo en tecnologías de fertilización sitio-específica y uniforme de N en cultivo de maíz. Se planteó la **hipótesis** que los atributos del suelo y cultivo asociados a la posición topográfica permiten explicar la variabilidad espacial del N residual a escala de lote, y dicha variabilidad puede reducirse mediante la fertilización sitio-específica de N.

4.2 MATERIALES Y MÉTODOS

Experimento de fertilización nitrogenada

Para caracterizar la distribución espacial del N residual se realizó un experimento de fertilización nitrogenada mediante franjas contiguas en una parcela experimental de 16,8 ha, ubicada en un lote de producción de maíz (BL15) del establecimiento en estudio (34° 44' S, 61° 67' O), distinta de los lotes experimentales estudiados para el capítulo 2 y 3 de esta Tesis.

Todas las dosis de N requeridas para la fertilización fueron estimadas por criterio de balance de N (Meisinger, 1984). Los tratamientos de fertilización con N de la parcela experimental del presente capítulo fueron los siguientes:

1. Manejo uniforme (MU): franja de 150 m x 300 m con 83 kg N ha⁻¹ como dosis única de N
2. Manejo sitio-específico (MSE): franja de 150 m x 300 m con tres niveles de N, según zonas de manejo (ZM). Para ello, se diferenciaron ZM en base a niveles de rendimientos (zonas de alta, media y baja productividad) a partir

de los mapas de rendimientos preexistentes (últimos 6 años) y los mapas de suelos (escala 1:6000) mencionados en el capítulo 2 de esta Tesis. Las dosis de N resultaron de 51, 83 y 120 kg N ha⁻¹ para las zonas de baja (BP), media (MP) y alta productividad (AP), respectivamente.

3. Testigo (T): franja de 50 m x 300 m, sin fertilizante nitrogenado, con la finalidad de estimar las tasas de mineralización por ZM.

La siembra fue realizada bajo sistema de siembra directa (últimos 10 años), y se empleó una densidad de 5,7 plantas m². Se empleó el híbrido de maíz DK747MGRR2. El cultivo antecesor fue soja (*Glycine max. L.*) y la distancia entre hileras fue de 52,5 cm. La fertilización fosforada (reposición de P) fue realizada previo a la siembra del cultivo y se fertilizó al voleo de manera uniforme en ambos tratamientos con superfosfato triple (0-46-0). La dosis de reposición fue de 37,3 kg P ha⁻¹. El N fue aplicado en la superficie de suelo en forma de urea (46-0-0) incorporada previo a la siembra del maíz. Se utilizó un sistema de posicionamiento diferencial satelital (DGPS) y una fertilizadora adaptada para dosificación variable.




Para el control químico de malezas se aplicaron 2,6 l ha⁻¹ en promedio de atrazina (50 g 20 l⁻¹), como herbicida selectivo en pre-siembra del cultivo. Además, se aplicaron en promedio 1,25 l ha⁻¹ S-Metolacoloro (96 g 100 cm³) como herbicida pre-emergente de acción sistémica para controlar malezas de hoja angosta y 2,4 kg ha⁻¹ de glifosato (N-fosfonometilglicina) como herbicida no selectivo de amplio espectro.

Caracterización de las zonas de manejo

En cada posición del paisaje (loma, media-loma y bajo) se realizaron calicatas para caracterizar los suelos asociados a cada ZM de la parcela experimental ubicada en el lote productivo (Tabla 4.2.1). Para ello, se tomaron muestras de suelo en el horizonte superficial (0-0,30 m) con el fin de determinar carbono oxidable, composición textural, densidad aparente, pH y conductividad eléctrica (CE), capacidad de intercambio catiónico (CIC) y capacidad de agua disponible (CAD). En el resto del perfil se determinó composición textural, densidad aparente, pH, CE, CIC y CAD (Tablas 4.2.1 y 4.2.2). Las determinaciones fueron realizadas con las mismas metodologías que fueron descritas en el apartado 2.2 del capítulo 2 de esta Tesis.

Las zonas de BP fueron caracterizadas como Hapludoles enticos (Soil Taxonomy, 2003) fase convexa (Tabla 4.2.1). Estas zonas resultaron en bajo contenido de Cox y de capacidad de almacenamiento de agua útil del perfil (CADp) y en elevado contenido de arenas, respecto de las zonas de AP. La CADp de las zonas de BP fue de 64,5 mm m⁻¹, mientras que en las zonas de MP fue de 76,7 mm m⁻¹. Las zonas AP fueron caracterizados como Hapludoles típicos, y la CADp fue de 121,4 mm m⁻¹. Éstos evidenciaron un elevado contenido de Cox y una baja proporción de arena, respecto de los Hapludoles enticos de las zonas de BP y MP (Tabla 4.2.1).

Tabla 4.2.1: Características principales del suelo por ZM de la parcela experimental ubicada en el lote BL15.

Suelos y Horizontes	Espesor cm	Arena ----- %	Arcilla ----- %	Limo ----- %	Dap g cm ³	CAD mm	pH 1:2,5	CE dS m ⁻¹	CIC meq 100 g ⁻¹	Cox g kg ⁻¹
Zonas de Baja Productividad - Hapludol entico, fase convexa (posición de loma)										
 A	0-29	67,5	10,0	22,6	1,46	19,8	5,4	0,08	13,9	12,1
AC1	29-45	71,4	10,0	18,7	1,39	16,2	5,9	0,07		
AC2	45-68	74,2	10,0	15,8	1,41	13,2	6,5	0,03		
C	68-125	77,1	8,0	18,8	1,41	15,3	6,9	0,03		
Zonas de Media Productividad - Hapludol entico (posición de media-loma)										
 A	0-30	61,7	10,3	28,0	1,46	23,0	5,8	0,07	15,0	14,1
AC1	30-48	61,8	7,5	30,1	1,40	19,7	6,5	0,04		
AC2	48-70	64,7	10,0	25,3	1,41	17,3	6,8	0,03		
C	70-100	67,3	7,5	25,3	1,41	16,7	6,9	0,04		
Zonas de Alta Productividad - Hapludol típico (posición de bajo)										
 A	0-27	47,5	22,3	30,2	1,30	31,6	5,7	0,09	17,4	16,4
Bw	27-46	51,2	22,3	26,6	1,51	21,8	5,8	0,11		
BC	46-66	52,9	22,5	24,6	1,50	30,7	6,2	0,58		
C	66-110	57,3	20,0	22,7	1,47	37,3	6,7	0,96		

Las características de las ZM identificadas de acuerdo al potencial productivo y su posición topográfica (Tabla 4.2.1) fueron resumidas a continuación:

1. Zonas de BP: Se hallan ubicadas en las lomas y cordones medanosos altos del paisaje, siendo éstas las posiciones más elevadas del paisaje que forman un ángulo cóncavo con el terreno, con una cota relativa superior a la media del lote. Aptitud de suelos clase IIes, presentan severas limitaciones por peligro de erosión eólica, de permeabilidad moderadamente rápida, y algo excesivamente drenado.
2. Zonas de MP: Se hallan ubicadas en posiciones topográficas intermedias (media-loma), cordones arenosos bajos y medias-lomas de cordones altos, con mayor pendiente respecto de las lomas y los bajos, con moderadas a severas limitaciones por peligro de erosión eólica (aptitud de suelos clase Iles). De permeabilidad moderadamente rápida, de escurrimiento lento y algo excesivamente drenado.
3. Zonas de AP: Se sitúan en posiciones más bajas y deprimidas que forman un ángulo convexo con el terreno, con una cota relativa inferior a la media del lote. El relieve se caracteriza por un ambiente plano a suavemente ondulado, con ligeras limitaciones por peligro de erosión eólica (aptitud de suelos clase Ies), de permeabilidad moderada y buen drenaje, y sin peligros de anegamiento.

Diseño de muestreo (suelo y cultivo)

El diseño de muestreo consistió en una grilla regular georreferenciada (Figura 4.2.1). La misma se conformó de 64 sitios ubicados a una equidistancia de muestreo de 37,5 m mediante una estación total (Kolida R445).

Se extrajeron muestras compuestas de suelo a una profundidad de 2-3 m (según profundidad de la freática), mediante muestreador profundo (Eijkelkamp) a intervalos de 0,30 m (Figura 2.2.3, capítulo 2), y fueron recogidas en forma sistemática en cada

punto de intercepción de la grilla georreferenciada. Los momentos de muestreo y determinaciones fueron dos: pre-fertilización del cultivo (5 días antes de la aplicación de N), y pos-cosecha del cultivo (10 días posteriores a la cosecha del maíz), para cuantificar el contenido hídrico y de N-NO_3^- en el perfil del suelo (Figura 2.2.4, capítulo 2).

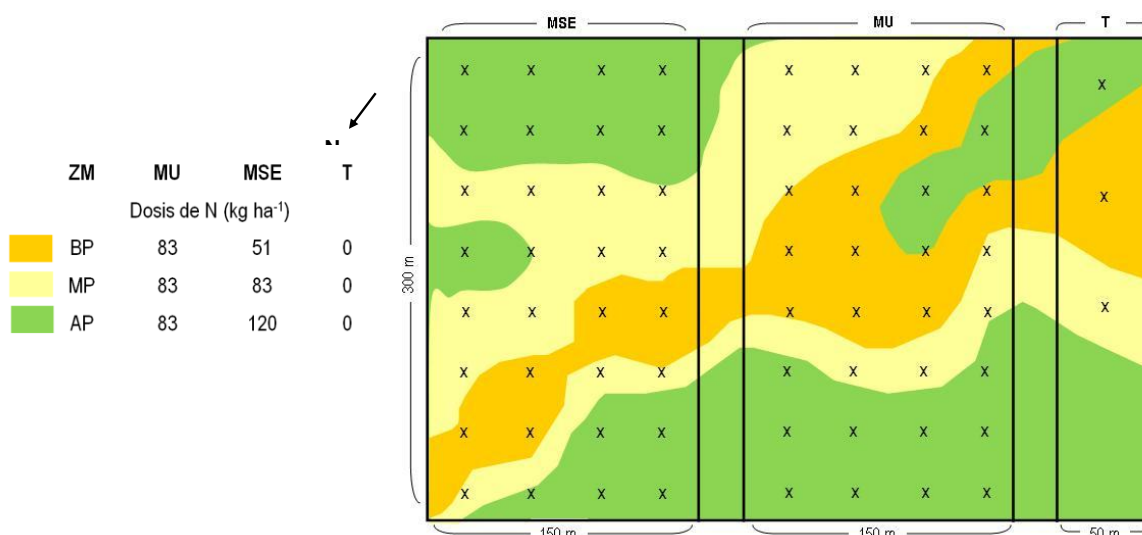


Figura 4.2.1: Esquema representativo de los tratamientos de fertilización nitrogenada para el diseño de muestreo en grilla georreferenciada. ZM: zonas de manejo, MSE: manejo sitio-específico, MU: manejo uniforme, T: testigo, BP: baja productividad, MP: media productividad, AP: alta productividad.

La biomasa aérea (rastrojo y grano) se cuantificó en una superficie equivalente a 1 m^2 de cultivo a madurez fisiológica en cada punto de intercepción de la grilla. Las muestras fueron secadas a 60°C durante 48 hs. Luego, fueron pesadas y molidas (malla de 1 mm) para realizar las determinaciones correspondientes. El N vegetal (rastrojo y grano) fue determinado por el método Kjeldhal (Bremmer & Mulvaney, 1982) para cada punto georreferenciado de la grilla.

N disponible

El N disponible (N_d) para el maíz fue calculado como el contenido de N-NO_3^- del suelo hasta 1,5 m de profundidad al momento de la siembra del cultivo (N_i) más el N del fertilizante (N_f) y el N mineralizado (N_{\min}) durante el ciclo del cultivo ($N_d = N_i + N_f + N_{\min}$). El N_{\min} durante el ciclo del cultivo fue obtenido a partir de las tasas de mineralización de cada ZM de la franja testigo para cada punto georreferenciado de la grilla (Schepers & Meisinger, 1994), tal como lo descrito en el capítulo 2 de esta Tesis. Las tasas de mineralización resultaron del 0,9; 1,5 y 1,9 % en las zonas de BP, MP y AP, respectivamente.

Eficiencia en el uso del agua y N

La eficiencia en el uso del agua para grano (EUAg) y para biomasa total (EUA_{BT}) fueron calculadas según Dardanelli *et al.* (2002) para cada punto georreferenciado de la grilla. Asimismo, para cada punto se calculó la eficiencia de uso

del N para grano (EUN_g) y para biomasa total (EUN_{BT}) siguiendo la metodología descrita por Moll *et al.* (1982), cuyas metodologías fueron detalladas en el apartado 2.2 del capítulo 2.

Relevamiento topográfico

Se realizó un relevamiento planialtimétrico (Solari *et al.*, 1998) con estación total (Kolidá R445) sobre todos los puntos de la grilla de muestreo (Figura 4.2.1). Las zonas de AP presentaron en promedio una cota relativa de 0,49 m inferior a la cota promedio del lote, y las zonas de BP una cota relativa de 0,47 m superior a la cota promedio del lote. Todos los puntos de la grilla fueron proyectados al sistema de coordenadas UTM (Universal Transversal de Mercator) Faja 5, y fue expresado en metros (m).

Análisis estadísticos

Análisis exploratorio

Se modeló la variabilidad espacial del N residual ($\text{kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$) según la teoría de variables aleatorias regionalizadas (Goovaerts, 1997). La tendencia refleja los cambios en la media local, mientras que la autocorrelación espacial el efecto de las observaciones cercanas. Por ello, en primer lugar se estudió y modeló la tendencia espacial (ó gradiente de gran escala), para luego evaluar el efecto de autocorrelación de mayor detalle.

$$\text{Donde } \mu_i = \beta_{0i} + \beta_{1i} * X_{1i} + \beta_{2i} * X_{2i} + \beta_{3i} * X_{1i} X_{2i} \quad \text{y} \quad \varepsilon_i \sim N(0, \Sigma) \quad (1)$$

Z = variable aleatoria regionalizada; μ_i = media local; β_i = parámetros desconocidos; X_i = variables predictoras; ε = vector del término del error residual distribuido normalmente y con media nula; Σ = matriz de covarianza

Para esto, primero se realizó un análisis estadístico descriptivo sobre la variable aleatoria de respuesta (N residual) y mediante las estimaciones de los coeficientes de correlación se redujo el conjunto de potenciales variables predictoras utilizadas (Tablas A 13 y 14) en los análisis de 24 variables (composición textural, CAD, contenido de N_i , N_{\min} , N_d , materia orgánica, lámina de agua, rendimiento del maíz, N vegetal, Cox, Cota, Dap, EUA, EUN) a 4 variables. Para estudiar la tendencia, se exploraron de manera preliminar distintos modelos lineales de primer y segundo orden en la grilla MSE y MU por separado con la finalidad de incluir el efecto del tratamiento de cada grilla (Figura 4.2.1), y se eligió el mejor modelo de acuerdo a su coeficiente de determinación (r^2). Este análisis preliminar debe ser mejorado en caso de detección de falta de independencia de los residuos.

Estudio de la autocorrelación espacial

Una vez modelada la tendencia global asociada al cambio de las medias, se procedió a estudiar el efecto de la autocorrelación local. Para ello, la variabilidad residual luego de descontar lo explicado por los modelos de tendencia, fue analizada mediante procedimientos geoestadísticos a nivel de lote (Isaaks & Srivastava, 1989)

mediante el paquete *gstat* (Pebesma, 2004) del ambiente R (2011). Se construyeron entonces distintos semivariogramas experimentales del N residual (kg N ha⁻¹) contemplando la tendencia observada a partir de los resultados obtenidos de la grilla de muestreo.

Para la exploración del semivariograma experimental se emplearon los 64 puntos de la grilla de manera de lograr un número de observaciones que permitan estudiar la estructura de la variable analizada a escala espacial. El número mínimo de pares para representar un punto en el semivariograma debe ser superior a 30, y el número de puntos en el área de estudio no debe ser inferior a 50 (Webster & Oliver, 2007). La semivarianza es definida como la varianza de las diferencias entre pares de puntos separados por una distancia dada, y fue calculada según la Ecuación 2 que representa el estimador clásico propuesto por Matheron (Webster & Oliver, 2007):

$$\gamma_{(h)} = \frac{1}{2N} \sum_{i=1}^n [Z_{(x)} - Z_{(x+h)}]^2 \quad (2)$$

$\gamma_{(h)}$ = semivarianza en función de la distancia h; h = distancia; N = número de pares; $Z_{(x)}$ = valor de una variable en un sitio X; $Z_{(x+h)}$ = valor de una variable a una distancia h de un sitio X.

El semivariograma se obtuvo a partir del cálculo de semivarianza en función de la distancia. Generalmente, en presencia de estructura espacial, la semivarianza se incrementa con la distancia hasta alcanzar un valor denominado umbral (“sill”). La distancia a la cual se alcanza el umbral se denomina amplitud, alcance o rango, y constituye la distancia hasta donde existe dependencia espacial entre las observaciones. La semivarianza en el origen, que no es explicada por el modelo o resulta imposible de detectar a una escala de muestreo dada se denomina “efecto pepita” ó “nugget” (Webster & Oliver, 1990).

Método predictivo

Una vez obtenido el semivariograma muestral ó empírico, en el caso de detección de correlación espacial, se procedió a ajustar un modelo de semivariograma teórico con el fin de obtener una función que caracterice la continuidad espacial de la variable regionalizada, para luego predecir los valores del N residual en los sitios no muestreados mediante alguna técnica de interpolación apropiada (Figura 4.2.2). El modelo de semivariograma ajustado fue incorporado en el modelo estadístico global (Ecuación 1) para mejorar el poder predictivo del modelo, con una re-estimación de los parámetros de la tendencia y de la autocorrelación mediante el método de máxima verosimilitud restringida (REML) (Zuur *et al.*, 2009).

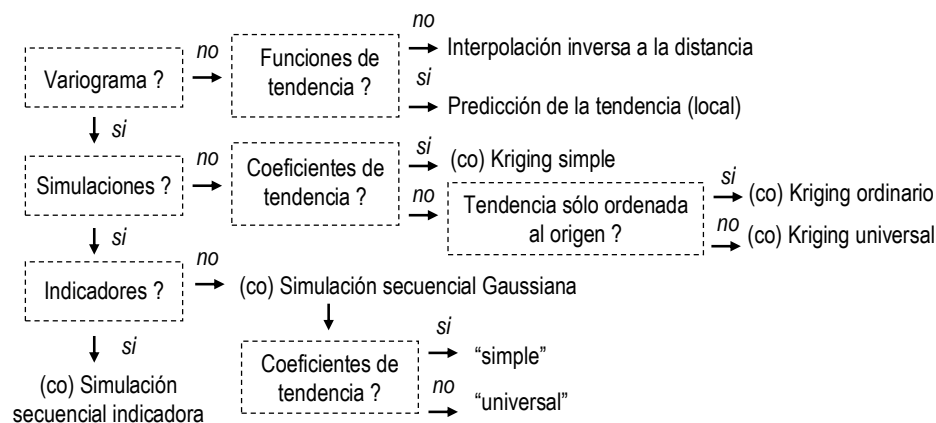


Figura 4.2.2. Árbol de decisión para datos con estructura espacial para el método de interpolación apropiado, adaptado del método de predicción con *gstat* (Bivand *et al.*, 2008).

4.3 RESULTADOS

Análisis exploratorio

La grilla de muestreo presentó un valor mínimo de N residual de 30,5 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹; un máximo de 153,6 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹, un valor promedio de 79,8 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ y una mediana de 78,7 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹. El error estándar fue de 3,6 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ y el coeficiente de variación resultó del 36 % para las 64 observaciones. Para la grilla según MSE el N residual fue en promedio de 73,2 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ (CV = 33,4 %) mientras que para la grilla MU fue de 86,4 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ (CV = 36,4 %).

En el histograma de frecuencias del contenido de N residual (kg N-NO₃⁻ ha⁻¹) se evidenció una aparente distribución normal de los datos (Figura 4.3.1a), y se observó una distribución simétrica (Figura 4.3.1b). Similarmente, de la Figura 4.3.1c se desprende que los datos del contenido de N residual presentaron una distribución normal, ya que la mayoría de las observaciones de datos caen alrededor de la línea de distribución normal y todos los puntos se encuentran dentro de los límites del intervalo de confianza del 95%. Además, se realizó un análisis de la normalidad de los datos (test de Shapiro) y se comprobó que el N residual presentó una distribución normal ($p = 0,23$).

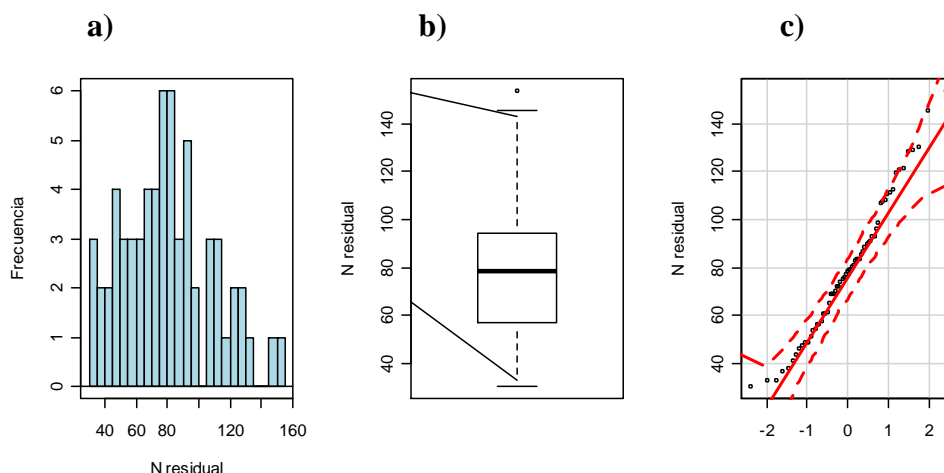


Figura 4.3.1: (a) Histograma, (b) diagrama de caja, y (c) gráfico de comparación de cuantiles (Q-Q Plot) con la distribución normal para el N residual (kg N-NO₃⁻ ha⁻¹). Línea llena indica distribución normal, línea punteada indica intervalo de confianza del 95 %.

Para una mejor interpretación, se le asignó coordenadas X e Y (UTM) al contenido de N residual ($\text{kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$) del suelo obtenido de la grilla de muestreo, y se realizó un gráfico de burbujas para analizar la tendencia de los datos en el espacio en función de las coordenadas X e Y (Figura 4.3.2). En dicho gráfico se visualizó una gran dispersión en la ubicación de los puntos en el ejes cartesiano X (sentido latitudinal) y una leve tendencia en los datos del N residual en el sentido longitudinal, del eje Y (Figura 4.3.2), para lo cual se realizó un análisis de regresión simple entre ambas variables.

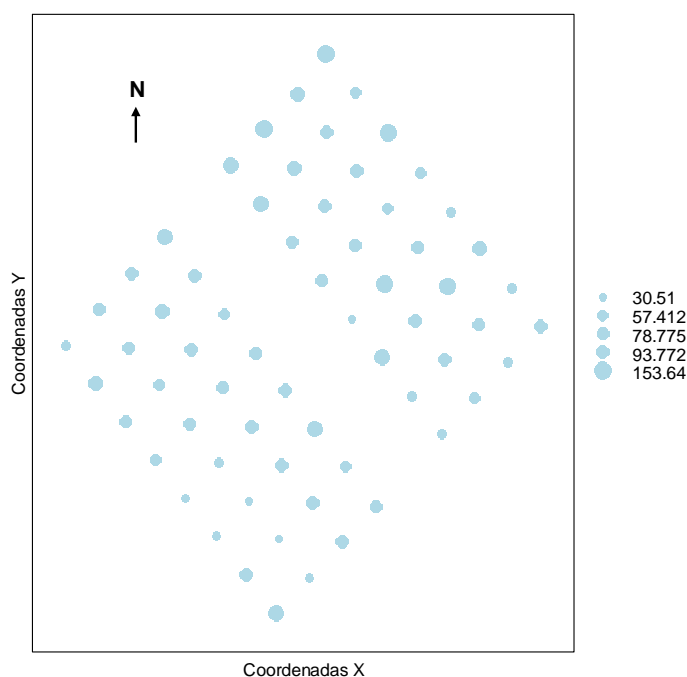


Figura 4.3.2: Gráfico de burbujas del N residual ($\text{kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$) del suelo de la grilla de muestreo. Círculos grandes indican muestras de gran contenido de N residual; círculos pequeños indican muestras de menor contenido.

El N residual presentó una baja correlación ($r=0,17$) con el eje de coordenadas Y, aunque resultó significativa (Tabla 4.3.1). La ordenada al origen difirió de 0 (IC 95 % -150324; -355199), y la pendiente fue diferente de 1 (IC 95% 0,06-0,19) para el modelo lineal ajustado.

Tabla 4.3.1: Coeficientes de regresión y estadísticos asociados para el N residual en función del eje de coordenadas Y.

Variable	Coeficiente	Error estándar	LI(95 %)	LS (95%)	valor p
constante	-752762,3	198883,5	-150324,8	-355199,8	0,0004
Coord Y	0,12	0,003	0,06	0,19	0,0003

Del análisis de correlación de todas las variables analizadas se redujeron a 4 potenciales variables predictoras en cada grilla de muestreo (Figura 4.2.1). En la grilla según MU de N se agruparon las variables del N disponible, el N vegetal, el contenido de arcillas y la EUNg (Tabla 4.3.2).

Tabla 4.3.2: Coeficientes de correlación de Pearson (por debajo de la diagonal principal) y valores de p (por encima de la diagonal principal) para las potenciales variables predictoras del N residual de la grilla según MU de N.

Coeficientes/valor p	N disponible	N vegetal	arcilla	EUNg
N disponible	1	0,2	0,07	0,5
N vegetal	0,4	1	0,4	0,08
arcilla	0,3	-0,1	1	0,9
EUNg	-0,12	0,5	-0,02	1

En la grilla según MSE de N resultaron agrupadas como potenciales predictoras del N residual las variables del N disponible, la lámina de agua a cosecha del maíz, el contenido de arena y el C oxidable (Tabla 4.3.3).

Tabla 4.3.3: Coeficientes de correlación de Pearson (por debajo de la diagonal principal) y valores de p (por encima de la diagonal principal) para las potenciales variables predictoras del N residual de la grilla según MSE de N.

Coeficientes/valor p	N disponible	Lámina C	arena	Cox
N disponible	1	0,4	0,07	0,1
Lámina C	0,1	1	0,3	0,6
arena	-0,4	-0,1	1	0,1
Cox	0,2	-0,1	-0,2	1

Para la grilla de MU, el modelo que mejor explicó la variabilidad del N residual ($r^2 = 0,4$) incluyó 2 variables (N vegetal y N disponible) de las 4 potenciales predictoras (Tabla 4.3.2). Dicho modelo presentó una baja correlación ($r=0,3$) pero resultó significativa ($p=0,001$) (Tabla 4.3.4 y Figura 4.3.3). La ordenada al origen difirió de 0 (IC 95 % 2,0-2,6), y ambos términos resultaron significativos (Tabla 4.3.4) para el modelo lineal ajustado.

Tabla 4.3.4: Coeficientes de regresión y estadísticos asociados para el modelo lineal de la grilla según manejo uniforme de N (MU).

Variable	Coeficiente absoluto	Coeficiente estandarizado (β^*)	Error estándar	LI (95 %)	LS (95%)	valor p
constante	2,36		0,14	2,07	2,65	<0,0001
Nvegetal	-0,01	-1,22	1,30E-03	-0,01	-2,60E-03	0,0002
Ndisp*Nvegetal	9,80E-06	0,98	2,90E-06	3,90E-06	1,60E-05	0,0021

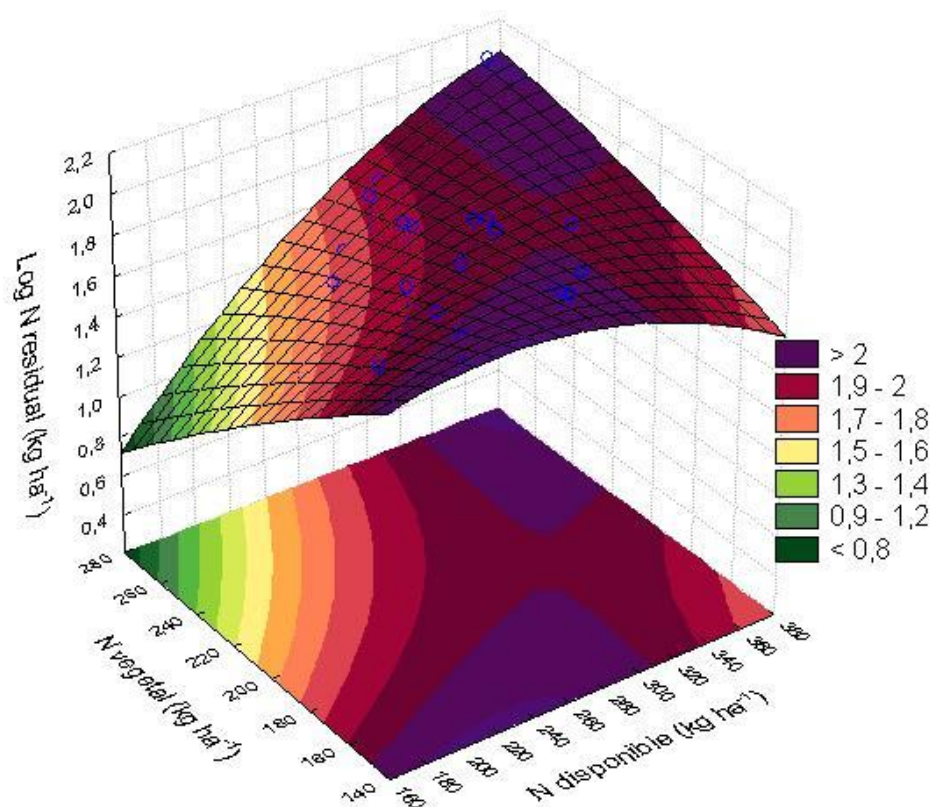


Figura 4.3.3: N residual ($\text{kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$) en función del N vegetal (kg N ha^{-1}) y el N disponible ($\text{kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$) según el modelo de regresión de mejor ajuste ($r^2 = 0,4$) con MU de N.

En los gráficos de diagnóstico se observó una aparente distribución normal en los residuos, ya que la mayoría de las observaciones caen sobre la línea indicada (Figura 4.3.4 b), se detectó una aparente homogeneidad en los datos (Figuras 4.3.4 a y c) y se evidenciaron algunas posibles observaciones de influencia o de valores extremos en las variables explicatorias (Figura 4.3.4 d).

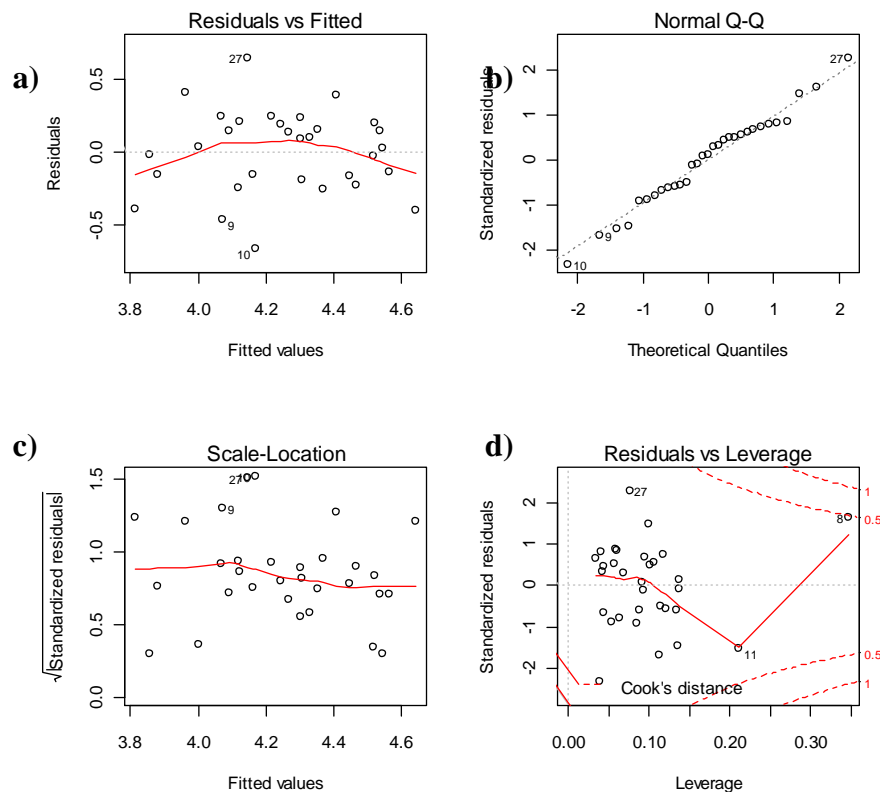


Figura 4.3.4: Gráficos de diagnóstico de los residuos del modelo de la grilla MU de N. (a) Gráfico de residuos vs. ajustados; (b) Q-Q de normalidad; (c) de la raíz cuadrada de los residuos estandarizados; y (d) de los residuos estandarizados vs. Leverage y la distancia Cook de cada observación.

En la grilla según MSE, el modelo que mejor explicó la variabilidad del N residual ($r^2 = 0,47$) incluyó 2 variables (N disponible y contenido de arena) de las potenciales predictoras (Tabla 4.3.3). Este modelo (Figura 4.3.5) presentó una baja correlación ($r=0,38$) pero resultó significativa ($p=0,002$) y se resume en la Tabla 4.3.5. Todos los efectos principales resultaron significativos ($p<0,05$) para el modelo lineal ajustado.

Tabla 4.3.5: Coeficientes de regresión y estadísticos asociados el modelo lineal de la grilla según manejo sitio-específico de N (MSE)

Variabes	Coficiente absoluto	Coficiente estandarizado (β^*)	Error estándar	LI(95 %)	LS (95%)	valor p
constante	-3797,3		1091,62	-6041,15	-1553,45	0,0018
Ndisp*arena	-0,06	-8,73	0,02	-0,12	-0,01	0,0148
Ndisp	4,03	7,09	1,46	1,03	7,03	0,0104
arena ²	-0,83	-16,05	0,23	-1,3	-0,36	0,0011
arena	114,17	25,91	31,76	48,9	179,45	0,0013

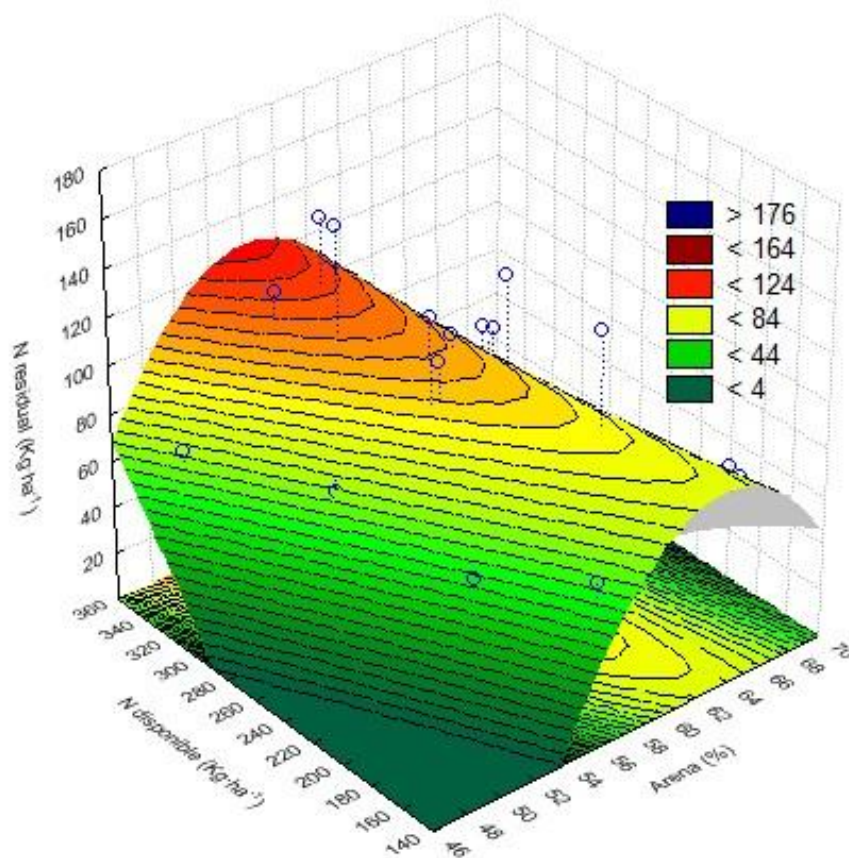


Figura 4.3.5: N residual ($\text{kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$) en función del contenido de arena (%) y del N disponible ($\text{kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$) según el modelo de regresión de mejor ajuste ($r^2 = 0,47$) con MSE de N.

De los gráficos de diagnóstico se evidenció una aparente distribución normal en los residuos (Figura 4.3.6 b) y homogeneidad, aunque los gráficos no resultaron ideales, pudiendo detectarse algún patrón en los residuos (Figuras 4.3.6 a y c). En la Figura 4.3.6 d se evidenciaron algunas observaciones de influencia pero se ubicaron por debajo del valor 1 de la distancia de Cook.

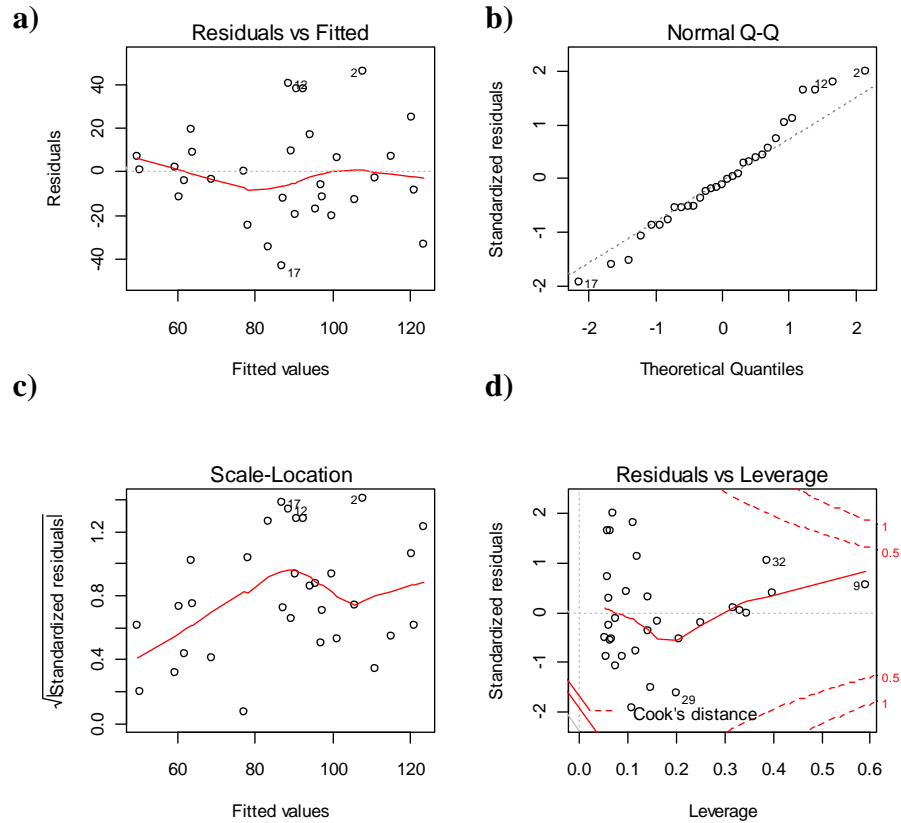


Figura 4.3.6: Gráficos de diagnóstico de los residuos del modelo de la grilla MSE de N. (a) Gráfico de residuos vs. ajustados; (b) Q-Q de normalidad; (c) de la raíz cuadrada de los residuos estandarizados; y (d) de los residuos estandarizados vs. Leverage y la distancia Cook de cada observación.

Para una adecuada visualización de los datos en el espacio, se procedió a graficar el contenido de N residual del suelo ($\text{kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$) observado a campo (Figura 4.3.7 a), y el N residual estimado ($\text{kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$) mediante los modelos de regresión lineales de cada grilla (Tablas 4.3.4 y 4.3.5) en función de las coordenadas X e Y (UTM) (Figura 4.3.7 b). Además, se graficaron los residuos resultantes de la diferencia entre el N observado vs. N estimado ($\text{kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$) en función de las coordenadas X e Y (Figura 4.3.7 c).

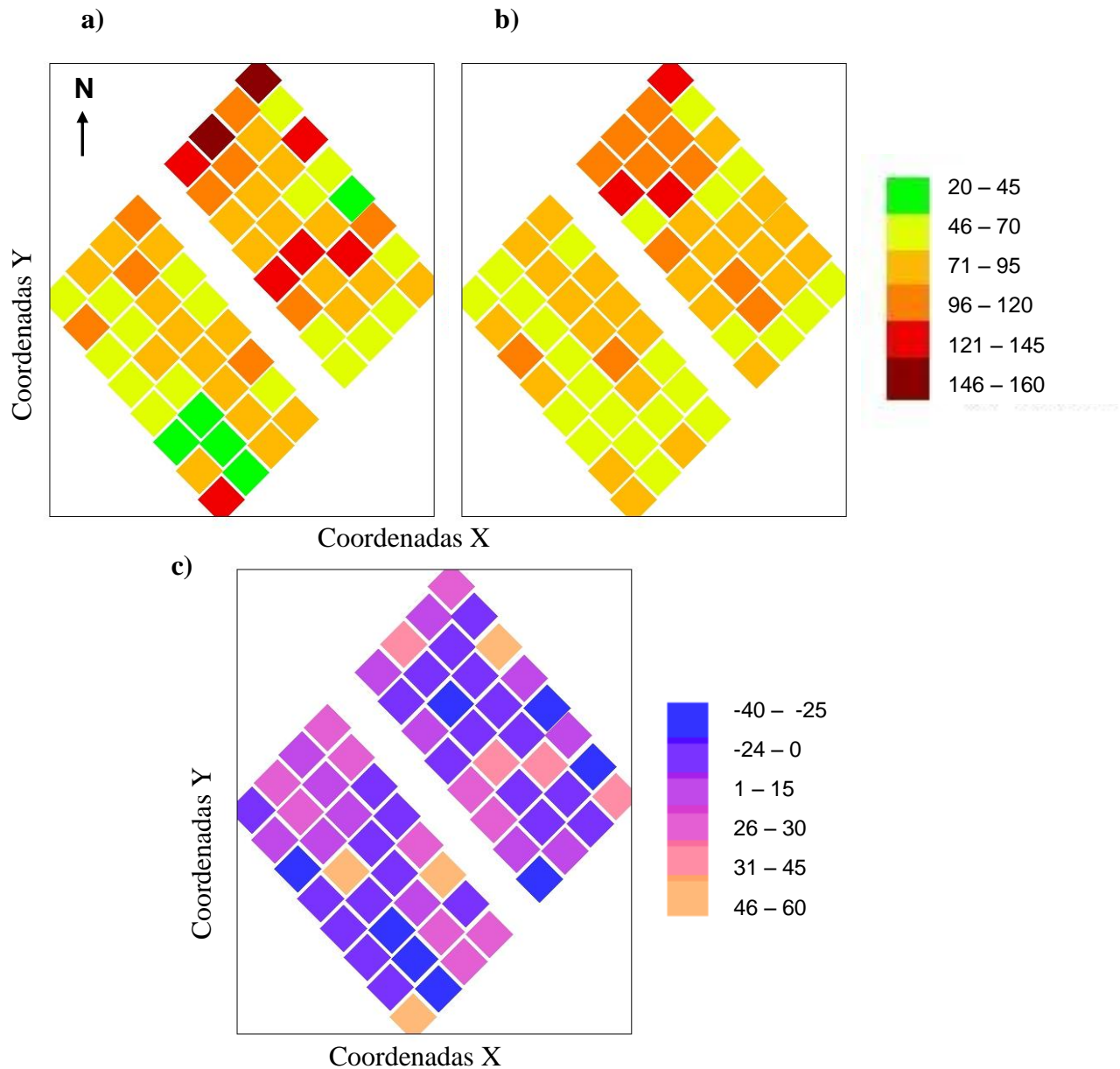


Figura 4.3.7. Grillas correspondientes al (a) N residual observado (kg N-NO₃⁻ ha⁻¹); (b) N residual estimado (kg N-NO₃⁻ ha⁻¹) por los modelos de regresión de cada sub-grilla; y (c) errores (%) respecto del N residual estimado, en función de las coordenadas X e Y (UTM). Sub-grillas a la derecha corresponden al tratamiento según MU de N, sub-grillas a la izquierda corresponden al tratamiento según MSE de N.

Estudio de la autocorrelación espacial

Se construyeron los semivariogramas experimentales para analizar el comportamiento espacial del contenido de N residual. Se tuvo en cuenta que el número de pares de puntos empleados en cada semivariograma exploratorio fuese suficiente (por lo menos 30), dado que la robustez del variograma se define por los pares de puntos que entren en la curva y los pares de puntos que se utilicen para definir las estimaciones medias. Se exploraron distintos semivariogramas experimentales considerando la tendencia en Y previamente detectada (Tabla 4.3.1) a distintas

distancias de separación espacial (DSE) e intervalos de distancia a la cual son agrupados los pares de puntos para estimar la semivarianza (ID) (Figura 4.3.7 a y b); y luego de descontado lo explicado por los modelos de tendencia de cada grilla (Tablas 4.3.4 y 4.3.5) a distintas DSE e ID (Figura 4.3.7 c y d).

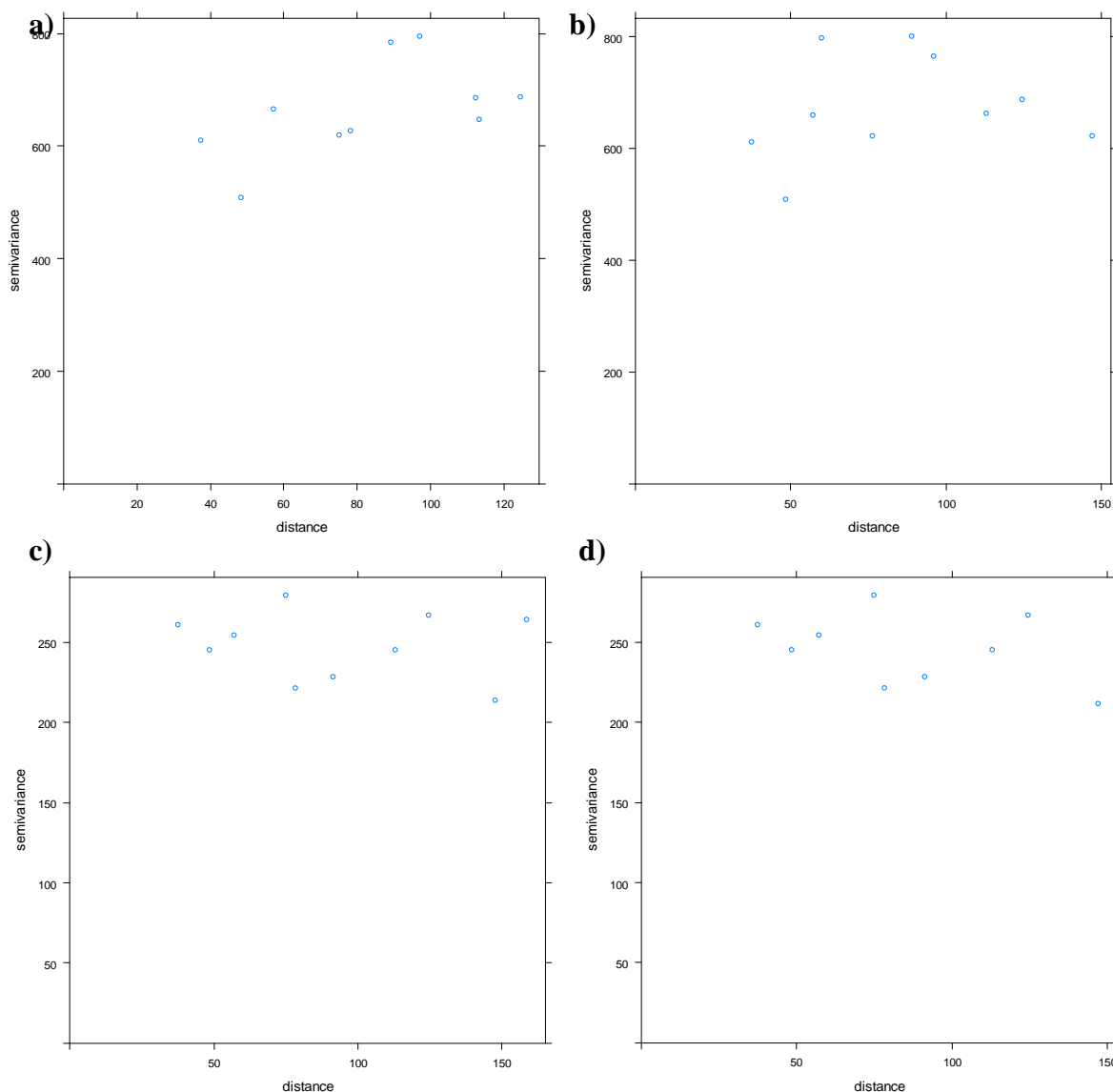


Figura 4.3.8: Semivariogramas experimentales de los residuos del N residual ($\text{kg N-NO}_3^- \text{ha}^{-1}$) (a) contemplando la tendencia en Y (DSE = 130; ID = 22); (b) con tendencia en Y (DSE = 150; ID = 11); (c) descontada la tendencia de cada grilla (DSE = 170, ID = 11); y (d); descontada la tendencia de cada grilla (DSE = 150; ID = 11).

Método predictivo

Del análisis de los semivariogramas exploratorios se desprende que no hay evidencias suficientes para detectar la presencia de correlación espacial en el contenido de N residual, dada la dispersión de los pares de puntos de los semivariogramas (Figura 4.3.7 a-d). Es por ello que no se avanzó en el ajuste de un modelo teórico de semivariograma (Figura 4.2.2), tal como lo planteado en el apartado 4.2 de este

capítulo; y se procedió a conservar la interpolación espacial sólo mediante modelos de tendencia (Figuras 4.3.3 y 4.3.5).

4.4 DISCUSIÓN

Análisis exploratorio

Los atributos del suelo y el cultivo permitieron explicar la variabilidad espacial del N residual a la escala analizada. Esto fue evidenciado en los distintos modelos de tendencia explorados para cada tratamiento de fertilización. El 40 % de la variabilidad del N residual en el tratamiento de fertilización según MU de N fue explicado por el N vegetal y el N disponible (Tabla 4.3.4). Mientras que, en el tratamiento de fertilización según MSE de N, el 47 % la variabilidad del N residual fue explicada por el contenido de arena y el N disponible (Tabla 4.3.5). Claramente, el N disponible resultó una variable de gran relevancia para explicar el contenido de N residual del suelo a la escala analizada, aunque la magnitud de su efecto fue diferencial de acuerdo a la tecnología de fertilización nitrogenada.

De los resultados del modelo ajustado para la grilla según MU de N presentado en la Tabla 4.3.4 se desprende que existe una relación lineal negativa del N residual con el contenido de N vegetal y una relación positiva con la interacción del contenido de N disponible y N vegetal. El N vegetal resultó en una mayor contribución para explicar la variabilidad del N residual que la variable N disponible y su interacción con el N vegetal. Resulta esperable que a medida que se incrementa la acumulación de N por parte del cultivo, el N residual encontrado en el suelo disminuya (Figura 4.3.3).

Por otra parte, el modelo ajustado para la grilla según MSE de N presentó una relación lineal positiva con el contenido de arena pero negativa con su componente cuadrática; mientras que con el N disponible presentó una relación lineal positiva, y negativa con su interacción con el contenido de arena (Tabla 4.3.5). Además, se observó la importancia predictiva del contenido de arena y su componente cuadrática por encima del N disponible. Es de esperar que, en suelos de un amplio rango textural, propio de la región semiárida pampeana (Díaz Zorita *et al.*, 1999), que se puede observar aún a la escala de muestreo analizada, los niveles de N residual decrezcan bajo el predominio de texturas más gruesas, sumado a la variabilidad de la disponibilidad de N del suelo para el maíz (Figura 4.3.5).

Es decir que, regulando la oferta de N del suelo para el cultivo de acuerdo a las dosis aplicadas, el efecto de la fertilización de N sobre el contenido de N residual resultó asociada únicamente al N per-se, cuando la fertilización de N fue uniforme. Mientras que bajo la fertilización sitio-específica de N, la variabilidad del N residual estuvo ligada principalmente a condiciones propias de la heterogeneidad de sitio, tales como el contenido de arenas (%) del suelo (Tablas 4.3.4 y 4.3.5). En un experimento previo, realizado en el mismo establecimiento de estudio que el de la presente tesis, el contenido de arenas explicó el 64 % de la variabilidad de los rendimientos del maíz (Urricariet *et al.*, 2011). Siendo la composición textural del suelo un aspecto propio de la génesis del suelo que no es posible modificar (Porta *et al.*, 1994), y un parámetro que define la capacidad de retención de agua útil del suelo, resulta imprescindible su reconocimiento y caracterización a escala de lote, especialmente al implementar recomendaciones de fertilización según manejo sitio-específico de N. La variabilidad del N residual para la grilla según MSE resultó moderado (CV = 33,4 %); mientras que

con el MU resultó elevado ($CV = 36,4 \%$) según lo reportado por Alesso *et al* (2012) y Wilding & Drees (1983).

Finalmente, para verificar la adecuación de cada modelo, se realizaron los gráficos de residuos y en ellos pudo verificarse que no existen tendencias que sugieran falta de ajuste (Figura 4.3.4).

Estudio de la autocorrelación espacial

El conocimiento de la distribución espacial del N en el suelo puede facilitar la implementación del manejo sitio-específico de N. Generalmente, el muestreo en zonas de manejo se basa en el supuesto de la dependencia espacial entre observaciones (Giebel *et al.*, 2006). Sin embargo, los resultados del presente capítulo no evidenciaron la presencia de estructura espacial del N residual en las condiciones estudiadas (Figuras 4.3.8 a-d). Esto coincidió con lo observado por Dahiya *et al.* (1985) en estudios realizados sobre Alfisoles para evaluar la variabilidad espacial en el contenido de distintos atributos del suelo hasta 1 m de profundidad en una grilla de 30x30 m ($n=50$). Los semivariogramas exploratorios del contenido de $N-NO_3^-$ del suelo demostraron la falta de estructura espacial para la escala analizada, a diferencia de otros atributos del suelo (K, Mg intercambiables y C total) que presentaron correlación espacial hasta una distancia de 150 m. A pesar de los resultados obtenidos en el presente capítulo, se destaca que el criterio de segregación de ambientes permitió caracterizar adecuadamente las zonas de manejo, cuyos resultados contrastantes (de suelo y cultivo) fueron evidenciados en el capítulo 2 de esta Tesis. Es decir que, la ausencia de estructura espacial de la variable analizada en el presente capítulo (N residual), no invalida la delimitación intralote de zonas de manejo sitio-específico de N en las condiciones experimentales estudiadas.

Por otro lado, en un experimento conducido en Hapludalfes típicos de Dresden (Alemania) para determinar la distancia óptima de muestreo del N residual ($N-NH_4^+$ y $N-NO_3^-$) y su correlación espacial, Giebel *et al.* (2006) realizaron muestreos de suelos a distintas profundidades en una grilla regular de 27 m. Para evaluar la variabilidad espacial del N residual a distancias menores a las de la grilla regular, dichos autores realizaron un diseño de muestreo en grillas anidadas y encontraron que la distribución del N residual resultó ser un proceso variable según la escala. El contenido medio de N residual difirió hasta un 70 % con coeficientes de variación similares, lo que evidenció la presencia de sub-áreas homogéneas a escala de lote. Además, concluyeron que cuando la distribución espacial del N residual es considerada para fertilizaciones sitio-específicas de N, la información precisa sobre la distribución espacial del N residual puede ser obtenida únicamente mediante muestreos anidados a distancias de entre 9-16 m. A distancias mayores, no fue posible detectar la varianza estructural y la distribución espacial no pudo ser estimada (Giebel *et al.*, 2006). Otros autores, (Stenger *et al.*, 2002) realizaron estudios en Hapludalfes de Bavaria (Alemania) mediante un diseño de muestreo en grillas anidadas de distintas resoluciones dentro de 3 grillas regulares (50 x 50 m) para evaluar la variabilidad espacial del $N-NO_3^-$ y las propiedades asociadas al ciclo del N a escala de lote. Dichos autores concluyeron que dada la baja correlación espacial del $N-NO_3^-$ y la inestabilidad temporal de los patrones de distribución, los semivariogramas de $N-NO_3^-$ y los mapas resultantes no son de gran utilidad para recomendaciones de fertilización sitio-específica de N. Sumado a ello, en un estudio previo, Stenger *et al.* (1998) demostraron que el contenido de $N-NO_3^-$ del suelo presentó poca correlación espacial a escala de establecimiento. Sin embargo, los semivariogramas de otros atributos edáficos tales como el contenido de C y N total del

suelo presentaron elevada estructura espacial y resultaron estables en el tiempo (Cambardella *et al.*, 1994; Stenger *et al.*, 1998). Con lo cual, podría inferirse que la falta de evidencias para detectar autocorrelación espacial del N residual en el presente capítulo, pudo deberse a la escala de muestreo realizada, y/o por no explorar con mayor detalle la variabilidad dentro de las zonas de manejo identificadas a la escala de estudio. Además, el tamaño de la muestra del suelo es muy importante, especialmente para especies químicas que pueden sufrir transformaciones rápidas dependiendo de las condiciones locales, tales como el N (Stenger *et al.*, 2002). Dado que el rango estimado de la dependencia espacial se basa en el tamaño del área de muestreo, algunos estudios han empleado una combinación de diferentes grillas o esquemas más complejos de muestreos anidados (e.g. Giebel *et al.*, 2006; Stenger *et al.*, 2002). Estos esquemas proporcionan un número suficiente de pares sobre un amplio rango de distancias, y por lo tanto, permiten la identificación de las variaciones a menor y mayor alcance.

En un estudio para evaluar el potencial del manejo sitio-específico de N en Texas (Estados Unidos), Shahandeh *et al.* (2005) analizaron la variabilidad espacial y temporal del N residual ($\text{kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$) a distintas profundidades del suelo, y su asociación con la textura y el rendimiento del maíz mediante grillas de muestreo consecutivas a escala de lote. El contenido de N residual (hasta 90 cm de profundidad) presentó una fuerte estructura espacial en el primer año experimental, cuando los contenidos fueron elevados ($295 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ en promedio, 19 % CV); mientras que en el segundo año de dicha experiencia, no se detectó estructura en el N residual, siendo que los contenidos fueron menores ($189 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ en promedio, 12 % CV). De los resultados del presente capítulo, se podría inferir que para los bajos contenidos de N residual encontrados ($79,8 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ en promedio) no fuese posible capturar estructura espacial en el presente estudio. Paralelamente, Mohanty & Kanwar (1994) encontraron una fuerte estructura espacial en el N residual cuando los niveles fueron elevados (40 ppm en promedio), mientras que la variabilidad no pudo ser detectada y resultó más aleatoria en concentraciones más bajas de N residual (22 ppm en promedio).

En un estudio de larga duración para comparar la variabilidad espacial y temporal del N residual del suelo en fertilizaciones uniforme y sitio-específicas de N, Eghball *et al.* (1999) encontraron un menor grado de variación espacial del N residual (profundidad de 0,9 m) con la aplicación de N en forma sitio-específica, respecto de la uniforme. Sin embargo, dichos autores en un estudio previo (Eghball *et al.*, 1997), no encontraron diferencias significativas entre ambos tratamientos de fertilización y lo asociaron a las menores concentraciones de N residual (ppm) encontrados en dicha experiencia previa. Por otra parte, distintos estudios señalaron que la variabilidad temporal puede ser más dominante que la variabilidad espacial de las propiedades del suelo (Eghball & Varvel, 1997; Eghball *et al.*, 1995), y que la variación interanual (Eghball & Varvel, 1997) ó estacional (Stenger *et al.*, 2002) pueden enmascarar los efectos de la variabilidad espacial del suelo. Estos resultados tienen implicancias para la tecnología de fertilización sitio-específica y deben ser consideradas al momento de caracterizar e identificar patrones espaciales, que resultan de gran utilidad en la implementación de ésta tecnología.

4.5 CONCLUSIONES

De acuerdo con el objetivo planteado para este capítulo, se evaluó el contenido del N residual a escala espacial y su asociación con distintas propiedades del suelo y cultivo en tecnologías de fertilización uniforme y sitio-específica de N a partir de una

grilla georreferenciada (equidistancia de muestreo 37,5 m). Aunque los resultados del presente Capítulo dan cuenta de la existencia de variabilidad espacial del N residual, los mismos no concuerdan con la hipótesis planteada. Por un lado, no se encontraron evidencias suficientes para detectar la presencia de autocorrelación espacial del N residual a la escala analizada. Por otro lado, la variabilidad del N residual fue explicada en forma diferencial según el tratamiento de fertilización con N, pero sus coeficientes de variación resultaron similares entre tratamientos. Para modelar la tendencia local se exploraron distintos modelos lineales (primer y segundo orden) en cada grilla de muestreo. En la grilla de fertilización uniforme se logró ajustar una función lineal que explicó la variabilidad del N residual en un 40 %. El N residual fue explicado por el contenido de N vegetal y el N disponible. En cambio, para el manejo sitio-específico, la variabilidad del N residual fue explicada en un 47 % por el contenido de arena y el N disponible. Desde el punto de vista ambiental, el contenido de N residual bajo el tratamiento de fertilización uniforme resultó asociado únicamente a componentes que regulan la dinámica de N a escala de lote. Sin embargo, cuando la aplicación de N contempló el potencial productivo de las zonas de manejo identificadas a dicha escala con la fertilización sitio-específica, la variabilidad del N residual resultó mayormente asociada al contenido de arenas, que a la oferta de N durante el ciclo del cultivo.

CAPITULO 5

CONCLUSIONES GENERALES

Una de las principales causas de la contaminación del agua subterránea por nitratos es la aplicación de fertilizantes o enmiendas orgánicas en los sistemas de producción agrícola que exceden los requerimientos de los cultivos. La lixiviación de nitratos es considerada cuando en el sistema suelo-planta la movilidad de los nitratos determina su desplazamiento a profundidades mayores a la exploración del sistema radical. Este proceso tiene consecuencias ambientales y económicas negativas (Inman *et al.*, 2005). Considerando además que la eficiencia en el uso del N por los cultivos a nivel mundial es baja (FAO, 2011; García & González San Juan, 2010), surge la necesidad de implementar nuevas tecnologías que permitan optimizar estas eficiencias y minimicen los riesgos de lixiviación de los excedentes de N que alcancen el acuífero. La incorporación de la tecnología de fertilización sitio-específica de N es planteada como una estrategia para mejorar los retornos económicos, la eficiencia en el uso de los nutrientes y reducir los riesgos de contaminación con fertilizantes (Melchiori, 2007). Algunos estudios a nivel internacional han investigado la eficacia de esta tecnología en reducir los efectos de la contaminación ambiental (Delgado *et al.*, 2010; Hergert *et al.*, 1997; Kitchen *et al.*, 1995), pero sin suficientes precedentes a nivel local. A partir de este trabajo de investigación se buscó evaluar la eficacia de la tecnología de fertilización sitio-específica de N en minimizar las pérdidas de nitratos por lixiviación, mejorando la eficiencia en el uso del N en Hapludoles de la Pampa Arenosa.

En el primer objetivo específico de esta Tesis (capítulo 2) se evaluó comparativamente el contenido de N residual y potencialmente lixiviable en zonas de alta y baja productividad del maíz con tecnología de fertilización uniforme y sitio-específica de N. Se puso a prueba la hipótesis que la reducción de la dosis de N con fertilización sitio-específica disminuye el riesgo de lixiviación de N en zonas con restricciones en la oferta hídrica y nitrogenada, mientras que en las zonas de alta productividad el N residual se reduce ante incrementos en la dosis de N debido a mayor eficiencia en el uso del agua y N del maíz. Para ello, se realizó un experimento en dos zonas de manejo contrastantes (alta y baja productividad del maíz) con fertilización uniforme y sitio-específica de N. Se realizaron determinaciones del contenido de N y humedad inicial del suelo en profundidad, del contenido de humedad y N residual, del N potencialmente lixiviable, del contenido de N y biomasa del maíz, entre otras; y se calcularon las eficiencias en el uso del agua y N en cada tratamiento. Los resultados del capítulo 2 evidenciaron una reducción significativa del N residual en las zonas baja productividad del maíz con fertilización sitio-específica de N, respecto del manejo uniforme en el año 2 (Figura 2.3.7 a y b), aunque en éstas zonas no se detectaron diferencias significativas en el contenido de N potencialmente lixiviable (Figura 2.3.6) entre tecnologías de fertilización.

Desde el punto de vista ambiental, la mayor dosis de N aplicada en las zonas de baja productividad con manejo uniforme, respecto del manejo sitio-específico, podría incrementar el riesgo de lixiviación de nitratos en periodos con altas precipitaciones otoñales durante el barbecho. Desde el punto de vista económico, significa un mayor costo de fertilizante que no se expresa en un aumento de rendimiento. Por otro lado, en la Figura 2.3.8 se observó que al ponderar el contenido de N residual por el área de ocupación de las zonas de manejo a escala de lote se logró reducir el N residual en un 18 % en promedio con la tecnología de fertilización sitio-específica de N en ambos años experimentales. Por ello, es posible concluir que la proporción de las zonas de manejo resulta un importante factor al determinar el riesgo potencial de lixiviación de nitratos a

nivel lote. En cuanto a las eficiencias en el uso del agua y N del maíz, se detectaron diferencias a favor de la fertilización sitio-específica, respecto del manejo uniforme, en ambos años experimentales. Con la fertilización sitio-específica de N se logró incrementar la eficiencia en el uso del agua y N para biomasa total en zonas de alta y baja productividad en el año 1 (Tabla 2.3.4). Además, la eficiencia de absorción de N y de uso del N para grano resultaron un 28 y 40 % mayor, respectivamente, con la fertilización sitio-específica de N en las zonas de baja productividad. Por otra parte, en el año 2, se aumentaron las eficiencias de utilización, y de uso de N para grano y biomasa total con fertilización sitio-específica de N en las zonas de baja productividad del maíz. Sin embargo, en las zonas de alta productividad sólo se detectaron diferencias entre tecnologías de fertilización en la eficiencia en el uso del agua. Por todo lo expuesto, se puede concluir que los resultados del capítulo 2 no presentan evidencias suficientes para no rechazar la hipótesis planteada.

En el capítulo 3 se evaluó la lixiviación de nitratos en tecnologías de fertilización sitio-específica y uniforme según zonas de manejo de N bajo distintos escenarios climáticos mediante experimentos de simulación. Para ello, se puso a prueba la hipótesis que las pérdidas de nitratos simuladas a nivel lote resultan mayores en la fertilización uniforme que sitio-específica, y se asocian a la ocurrencia de precipitaciones en momentos de mayor susceptibilidad a la lixiviación. Para probar la hipótesis planteada se realizó la corrida del NLEAP, se compararon los resultados simulados con los observados en forma experimental en el capítulo 2, y se calculó la raíz cuadrada del cuadrado medio del error (RCME) para validar el modelo. Además, se realizaron experimentos de simulación para tres escenarios climáticos (seco, húmedo y promedio) a partir de los registros de precipitaciones y temperaturas diarias de una estación meteorológica cercana al establecimiento de estudio (serie 1989-2009).

La evaluación del NLEAP para simular el N residual bajo las condiciones experimentales estudiadas evidenció un error elevado en ambos años experimentales (29 % en promedio), principalmente como resultado de una sobrestimación del N residual en las zonas de alta productividad. El NLEAP tendió a sobrestimar el N proveniente de la mineralización de la materia orgánica y el N vegetal. Por otro lado, el NLEAP resultó preciso pero inexacto en la predicción del N residual al evidenciar una elevada correlación y significativa con los valores observados en ambos años experimentales. Los resultados de los experimentos de simulación demostraron que la tecnología de fertilización uniforme resultó en una mayor lixiviación de nitratos, respecto del manejo sitio-específico, en los tres escenarios climáticos estudiados a escala de lote. Sobre la base de los resultados presentados en el capítulo 3, se obtuvieron evidencias suficientes para no rechazar la hipótesis planteada bajo las condiciones experimentales.

El último objetivo específico de esta Tesis fue describir la variabilidad espacial del N residual a escala de lote y su relación con distintas propiedades del suelo en tecnologías de fertilización uniforme y sitio-específica de N (capítulo 4). Se puso a prueba la hipótesis que los atributos del suelo y cultivo, condicionados por la posición topográfica, permiten explicar la variabilidad espacial del N residual a escala de lote, y que ésta puede reducirse mediante la fertilización sitio-específica de N. Para lo cual, se diseñó una grilla regular con equidistancia de muestreo de 37,5 m (64 sitios) sub-dividida en dos tratamientos de fertilización de N: una grilla según fertilización sitio-específica y otra grilla según fertilización uniforme (Figura 4.2.1). Primero se estudió la tendencia local mediante modelos lineales en cada grilla; y luego, se exploraron distintos semivariogramas del N residual de los 64 sitios de la grilla para estudiar la variabilidad residual, descontando lo explicado por los modelos de tendencia. Al explorar la tendencia local en cada grilla, la principal observación fue que bajo la

fertilización uniforme, la variabilidad del N residual fue explicada en un 40 % por el contenido de N vegetal y el N disponible. En cambio, para el manejo sitio-específico de N, la variabilidad del N residual fue explicada en un 47 % por el contenido de arena y el N disponible. Finalmente, al explorar distintos semivariogramas, los resultados obtenidos no permitieron corroborar la hipótesis propuesta, dado que no se encontraron evidencias suficientes para detectar estructura espacial del N residual a la escala analizada (Figura 4.3.8). Sin embargo, es importante destacar que la caracterización de la variabilidad espacial de determinadas variables edáficas puede resultar de interés en recomendaciones sitio-específicas pero la ausencia de la autocorrelación espacial no son *condicio sine qua non* para la implementación del MSE, siendo que la variable N residual no es empleada para segregar ambientes en fertilizaciones sitio-específicas.

En términos generales, las condiciones edáficas contrastantes entre zonas de manejo modularon la respuesta del maíz de acuerdo al manejo del N, y fue evidenciado en notables diferencias en las eficiencias en el uso del agua y el N. En condiciones probables de estrés hídrico, el suelo resultó un reservorio de agua eficiente en zonas de alta productividad del maíz, a diferencia de las zonas de baja productividad. Al evaluar la respuesta del maíz según zonas de manejo, las mejoras en el rendimiento, N vegetal y eficiencia en el uso del agua y N se tradujeron en menores N residuales a escala de lote (capítulo 2) y menor lixiviación de N (capítulo 3) con la fertilización sitio-específica. Finalmente, se observó que al estudiar la variabilidad del N residual a escala espacial (capítulo 4) según manejo del N, el N residual estuvo condicionado mayormente por factores ambientales cuando la fertilización fue sitio-específica, más que a la dinámica del N, como ocurrió con el manejo uniforme.

A modo de conclusión, los resultados generales de este trabajo de Tesis concuerdan con la hipótesis general planteada, siendo que la variabilidad espacial en los suelos estudiados a escala de lote condicionaron la susceptibilidad de lixiviación de nitratos, pudiendo reducirse con la tecnología de fertilización sitio-específica de N, a partir de mejoras en la eficiencia de uso del N por el cultivo de maíz.

Los aportes más destacados de este trabajo de tesis se resumen a continuación:

1. *Importancia ambiental del manejo sitio-específico de la fertilización nitrogenada:* la fertilización sitio-específica puede ser considerada como una práctica conservacionista que optimice la eficiencia en el uso del agua y N a la vez de mantener los rendimientos con menor dosis de N; y que facilite la identificación de aquellas áreas dentro del lote con mayor susceptibilidad a las pérdidas de N por lixiviación.
2. *Efecto del área de ocupación de las zonas de manejo:* la proporción de zonas de manejo resulta un factor espacial sumamente importante al evaluar el riesgo de lixiviación de N mediante la implementación de la fertilización sitio-específica. Siendo una tecnología basada en la presencia de heterogeneidad a escala de lote, resulta imprescindible contemplar la proporción de los ambientes identificados.
3. *Modelos de simulación de la lixiviación de nitratos para evaluar zonas de manejo sitio-específico de N:* El uso de modelos de simulación para evaluar las mejoras en las prácticas de manejo en atributos sitio-específicos, puede resultar de gran utilidad para caracterizar la viabilidad de distintos escenarios de manejo por ambientes reconocidos a nivel de

lote. De los resultados obtenidos en el capítulo 3, se desprende la importancia del adecuado uso de modelos de simulación según zonas de manejo. Resulta imprescindible el cálculo del error como un indicador de la desviación media de los valores del eje de ordenadas respecto de la línea de regresión al momento de evaluar y validar modelos de simulación. Surge la necesidad de realizar los ajustes planteados en los parámetros considerados por el modelo NLEAP para mejorar la exactitud de las predicciones bajo las condiciones experimentales a escala local.

4. *Variabilidad espacial del N residual en fertilizaciones sitio-específicas:* La caracterización de los patrones espaciales de variabilidad resulta de gran interés para determinar los niveles de precisión con los cuales pueden predecirse los atributos de suelo a diferentes escalas. A la luz de los resultados obtenidos en el capítulo 4, no se pudo detectar dependencia espacial en el N residual del suelo a la escala analizada. Sin embargo, se rescata la importancia de considerar dichos resultados para mejorar los estudios en futuras investigaciones, siendo que no hay reportes previos de ésta índole a escala local.

Las posibles líneas de investigación que surgen de esta tesis:

1. *Manejo sitio-específico de nutrientes como práctica conservacionista:* debido a la relevancia creciente en lograr una agricultura sustentable con el foco en mitigar el impacto ambiental (García & González San Juan, 2010), la adopción de prácticas conservacionistas y el desarrollo de tecnologías de ahorro energético y de mayor eficiencia en el uso de recursos ha sido el foco de los últimos años. La mayor parte de los estudios de investigación en relación al manejo sitio-específico de los últimos 10 años se ha focalizado en los beneficios económicos y productivos de dicha tecnología, en términos de ahorro de insumos, pero pocos estudios se han realizado con la finalidad de evaluar efectos ambientales en forma directa (Rodríguez *et al.*, 2010). Estudios recientes se han focalizado en el uso de zonas de manejo sitio-específico para mejorar las recomendaciones de N y la eficiencia energética en cultivo de arroz (*Gossypium hirsutum* L.) y maíz en Estados Unidos (Bronson *et al.*, 2011). Aún queda mucho por estudiar en nuestro país en este sentido, para evaluar los efectos ambientales en el suelo y/o en el agua, tanto a escala de potrero como a nivel regional.
2. *Respuesta del cultivo de maíz a la fertilización nitrogenada en condiciones de estrés hídrico:* siendo que los rendimientos en un gradiente topográfico son limitados por déficit hídrico, la capacidad de respuesta del maíz al fertilizante nitrogenado en zonas de manejo contrastantes será influenciada según su posición topográfica. Tal como fue observado en el capítulo 2 de esta Tesis, el mayor rendimiento logrado con una menor dosis de N en condiciones de estrés hídrico podría resultar controversial. En este sentido, aún resta mucho por investigar y profundizar sobre la dinámica del agua y N y su interacción sobre el comportamiento del maíz cultivado en zonas semiáridas, especialmente bajo condiciones de secano. Además, el nuevo desafío para los próximos años debería conducir a maximizar los rendimientos en condiciones de baja fertilidad.

3. *Variabilidad espacial y temporal del N residual en zonas de manejo sitio-específico:* Los beneficios agronómicos de la fertilización sitio-específica de N están asociados a la identificación de patrones espaciales de las propiedades edáficas y de la concentración de N del suelo. Resulta de interés avanzar en estudios que contemplen el efecto temporal y espacial del N residual a nivel lote. Habida cuenta de lo observado en el capítulo 4, para poder capturar la autocorrelación espacial del N residual podrían plantearse en futuras investigaciones mayores sitios de muestreo y grillas anidadas que abarquen la variabilidad del N a distintas escalas de resolución espacial en experimentos de larga duración.

BIBLIOGRAFÍA

- Adiscott, TM; AP Whitmore & DS Powson. 1991. Farming, fertilizers and the nitrate problem. CBA International, Wallingford. 170 pp.
- Alesso, CA; MA Pilatti; SC Imhoff; M Grilli. 2012. Variabilidad espacial de atributos químicos y físicos en un suelo de La Pampa llana Santafesina. *CI Suelo* **30**:85-93.
- Ali, IZ; SE Dawelbeit & A Salih. 2005. Effect of water stress and nitrogen application on grain yield of wheat. Pp. 163-170, 38th Meeting of the NCHC, Sudan.
- Allen, RG; L Pereira; D Rades & M Smith. 1998. Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. FAO, Roma, Italia.
- Álvarez R, HS Steinbach; CR Alvarez & S Grigera. 2004. Recomendaciones para la fertilización nitrogenada en trigo y maíz en la Pampa Ondulada. *IPNI* **18**:14-19.
- Álvarez R & HS Steinbach. 2012. Ciclado de nitrógeno en agrosistemas. En: Álvarez, R; G Rubio; CR Álvarez & RS Lavado (Eds.). *Fertilidad de suelos*. Pp 259-300.
- Andrade, FH; S Cirilo; SA Uhart & ME Otegui. 1996. *Ecofisiología del cultivo de maíz*. La Barrosa. Balcarce, Buenos Aires, Argentina. 289 pp.
- Andrade, FH; HE Echeverría; NS González & SA Uhart. 2000. Requerimientos de nutrientes minerales. En: Andrade, FH & VO Sadras (Eds). *Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja*. Ed. Medica Panamericana S.A. 443 pp.
- Andrade, FH & VO Sadras. 2002. Efectos de la sequía sobre el crecimiento y el rendimiento de los cultivos. En: Andrade, FH & VO Sadras (Eds). *Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja*. Ed. Medica Panamericana S.A. 443 pp.
- Badr, MA; WA El-Tohamy & AM Zaghoul. 2012. Yield and water use efficiency of potato grown under different irrigation and nitrogen levels in an arid region. *Agric. Water Manage.* **110**:9–15
- Ball, DF & WM Williams. 1968. Variability of soil chemical properties in two uncultivated brown earths. *Europ. J. Soil Sci.* **19**:379–391.
- Barbieri, PA; HE Echeverría; HR Saíenz Rozas & FH Andrade. 2008. Nitrogen use efficiency in maize as affected by nitrogen availability and row spacing. *Agron. J.* **100**:1094–1100.
- Benett, JM; LSM Mutti; PSC Rao & JW Jones. 1989. Interactive effects of nitrogen and water stresses on biomass accumulation, nitrogen uptake, and seed yield of maize. *Field Crop. Res.* **19**: 297-311.
- Bivand, RS; EJ Pebesma & V Gómez Rubio. 2008. *Applied Spatial Data Analysis with R (Use R)*. Springer. New York, Estados Unidos. 378 pp.
- Blake, GR & KH Harge. 1986. Bulk density. En: *Methods of soil analysis*. Klute A (Ed.). Madison, Wisconsin, Estados Unidos.
- Bongiovanni R. 2002. A spatial econometrics approach to the economics of site-specific nitrogen management in corn production. Tesis doctoral, Purdue University, West Lafayette, Estados Unidos. 280 pp.
- Bower, CA; RF Reitemeier; & M Fireman. 1952. Exchangeable cation analysis of saline and alkali soils. *Soil Sci.* **73**:251-261.
- Bragachini, M; A Méndez, F Scaramuzza; JP Vélez & D Villarroel. 2010. Dosificación variable de insumos. En: 9^{no} Curso Internacional de Agricultura de Precisión y 4^{ta} Expo de Máquinas Precisas. Pp: 137-144. Córdoba, Argentina.
- Bremner, JM & CS Mulvaney. 1982. Nitrogen Total. En: Page AL(Ed.) *Methods of Soil Analysis*. Pp. 595-622. Wisconsin. Estados Unidos.
- Bronson, KF; PC Scharf & NR Kitchen. 2011. Use of GIS-based site-specific nitrogen management for improving energy efficiency. En: Clay, DE & JF Shanahan

- (Eds).GIS Applications in agriculture Vol 2. Nutrient management for energy efficiency. Boca Raton, FL, CRC Press. Pp. 359-384.
- Brueck, H. 2008. Effects of nitrogen supply on water use efficiency of higher plants. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **171**:210-219.
- Cahn, M; J Hummel & B Broker. 1994. Spatial analysis of soil fertility for site-specific crop management. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **58**:1240-1248.
- Calviño, PA; FH Andrade & VO Sadras. 2003. Maize yield as affected by water availability, soil depth and crop management. *Ambio.* **31**:132-140.
- Cambardella, CA; TB Moorman & BH Broker. 1994. Spatial analysis of soil fertility for site-specific crop management. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **58**:1240-1248.
- Cameira, MR; RM Fernando & LS Pereira. 2003. Monitoring water and NO₃-N in irrigated maize fields in the Sorraia watershed, Portugal. *Agric.Water Manage.* **60**:199-216.
- Cassman, KG; A Dobermann & Walters D. 2002. Agroecosystems, N use efficiency and N management. *Ambio.* **31**:132-140.
- Caviglia, OP; Melchiori, RJM & OF Paparotti. 2006. Vinculos entre la eficiencia en uso del nitrógeno, el agua y la radiación en trigo. 6pp. Disponible online: www.inta.gov.ar/parana/info/documentos/suelos/congreso/Caviglia (Último acceso: febrero 2011).
- Cerrato, ME & AM Blackmer. 1990. Relationships between grain nitrogen concentrations and nitrogen status of corn. *Agron. J.* **82**:744-749.
- Chaneton, EJ; JH Lemcoff & RS Lavado. 1996. Nitrogen and phosphorus cycling in grazed and ungrazed plots of a temperate subhumid grassland in Argentina. *J. Appl. Ecol.* **33**: 291–302.
- Ciampitti, IA; M Boxler & FO García. 2011. Nutrición de maíz: requerimientos y absorción de nutrientes. *IPNI* **48**:14-18.
- Ciampitti, IA & TY Vyn. 2012. Physiological perspectives of changes over time in maize yield dependency on nitrogen uptake and associated nitrogen efficiencies: A review. *Field Crops Resea.* **133**:48-67.
- Ciarlo, E. 2008. Controles biológicos y no biológicos de las emisiones de gases nitrogenados (N₂O y N₂) en suelos agrícolas y ganaderos. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires.
- Collins, HP; JA Delgado; AK Alva & RF Follet. 2007. Use of nitrogen-15 isotopic techniques to estimate nitrogen cycling from a mustard cover crop to potatoes. *Agron. J.* **99**:27-35.
- Costa, JL; H Massone; D Martínez; EE Suero; CM Vidal; & F Bedmar. 2002. Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. *Agric.Water Manage.* **57**:33-47.
- Cruzate GA & RR Casas. 2012. Extracción y balance de nutrientes en los suelos agrícolas de la Argentina. *IAH* **6**:7-14.
- Dahiya, IS; R Anlauf; KC Kersebaum & J Richter. 1985. Spatial variability of some nutrient constituents of an Alfisol from loess II. Geostatistical analysis. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **148**:268–277.
- Dang, TH; GX Cai; SL Guo; MD Hao & LK Heng. 2006. Effect of N management on yield and water use efficiency of rainfed wheat and maize in Northwest China. *Pedosphere* **16**:495-504.
- Dardanelli, J; DJ Collino; ME Otegui & VO Sadras. 2002. Bases funcionales para el manejo del agua en los sistemas de producción. En: Satorre, EH; RL Vence; GA Slafer; EB De la Fuente; DJ Miralles; ME Otegui & R Savin. Producción de cultivos de grano: bases funcionales para su manejo. Pp.375-440. FAUBA.

- Delgado, JA & HR Duke. 2000. Potential use of precision farming to improve nutrient management on irrigated potato-barley rotation. En: Robert, PC (Ed). 5th Prec. Agric. Int. Conf. Madison, Wisconsin, Estados Unidos.
- Delgado, JA, RF Follet; JL Sharkoff; MK Brodahl & MJ Shaffer. 1998. NLEAP facts about nitrogen management. *J. Soil Water Conserv.* **53**:332-337.
- Delgado, JA. 2002. Quantifying the loss mechanisms of nitrogen. *J. Soil Water Conserv.* **57**:389-398.
- Delgado, JA; MJ Shaffer; C Hu; RS Lavado; J Cueto Wong; P Joose; D Sotomayor; W Colon; R Follet; S Del Grosso; X Li & H Rimski-Korsakov. 2008. An index approach to assess nitrogen losses to the environment. *Ecol. Eng.* **32**:108-120.
- Delgado, JA; R Khosla; WC Bausch; DG Westfall; D Inman. 2005. Nitrogen fertilizer management zones reduce potential for nitrate leaching. *J. Soil Water Conserv.* **60**:402-410.
- Delgado, JA; RF Follet & MJ Shaffer. 2000. Simulation of nitrate-nitrogen dynamics for cropping systems with different rooting depths. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **64**:1050-1054.
- Delgado, JA; RJ Ristau; MA Dillon, HR Duke; A Stuebe; RF Follet; MJ Shaffer; RR Rikkenbach; RT Sparks; A Thompson; LM Kawanabe; A Kunugi & K Thompson. 2001. Use of innovative tools to increase nitrogen use efficiency and protect environmental quality in crop rotations. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **32**:1321-1354.
- Della Maggiora, AI; JM Gardiol & AI Irigoyen. 2000. Requerimientos hídricos. En: Andrade, FH & VO Sadras (Eds). Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja. Ed. Médica Panamericana S.A. 443 pp.
- Di Napoli, MR & JH Gonzalez Montaner. 1997. Parámetros del modelo de balance de N para el cultivo de maíz en el sur de Santa Fé. *Congreso Nacional de Maíz* **3**: 166-172.
- Di Pietro, L; L Marbán & Richter V. 1986. Variabilidad especial de parámetros físicos y químicos de un suelo de Pergamino. *C. Suelo* **4**:99-106.
- Di, HJ & KC Cameron. 2002. Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* **46**:237-256.
- Diaz Zorita, M; D Buschiazzo & N Peinemann. 1999. Soil organic matter and wheat productivity in the semiarid argentine pampas. *Agron. J.* **91**:276-279.
- Díaz Zorita, M; G Duarte & J Groove. 2002. A review of no-till systems and soil management for sustainable crop production in the subhumid and semiarid Pampas of Argentina. *Soil Till. Res.* **65**:1-18.
- Diez, JA; R Roman; MC Cartagena; A Vallejo; A Bustos & R Caballero. 1994. Controlling nitrate pollution of aquifers by using different nitrogenous controlled release fertilizers in maize crop. *Agric. Ecosyst. Environ.* **48**: 49-56.
- Doerge T. 1999. Management zone concepts. Site-specific Management Guidelines. Potash and Phosphate Institute. Norcross. GA.
- Doerge T. 2002. Variable-rate nitrogen management creates opportunities and challenges for corn producers. www.plantmanagementnetwork.org/pub/cm (Último acceso: febrero 2011).
- Egelkraut, T; D Kissel; M Cabrera & W Adkins W. 2003. Predicting N mineralized in a Georgia Coastal Plain field. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* **66**:1-12.
- Eghball, B; GD Binford; JF Power; DD Baltensperger & FN Anderson. 1995 Maize temporal yield variability under long-term manure and fertilizer application: Fractal analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **59**:1360-1364

- Eghball, B; RB Ferguson; GE Varve & GW Gotway. 1997. Fractal characterization of spatial and temporal variability in site-specific and long-term studies. En: Novak MM & TG Dewey (Eds.). Pp. 339-348. Fractal Frontiers. World Scientific, Singapore.
- Eghball, B; GW Hergert; GW Lesoing & RB Ferguson. 1999. Fractal analysis of spatial and temporal variability. *Geoderma* **88**:349-362.
- Eghball, B; JS Schepers; M Negahban & MR Schlemmer. 2003. Spatial and temporal variability of soil nitrate and corn yield: Multifractal analysis. *Agron. J.* **95**:339-346.
- Eghball, B & GE Varvel. 1997. Fractal analysis of temporal yield variability of crop sequences: implications for site-specific management. *Agron. J.* **89**:851-855.
- Ersahin, S & MR Karaman. 2001. Estimating potential nitrate leaching in nitrogen fertilized and irrigated tomato using NLEAP. *Agric. Water Manage.* **51**:1-12.
- Ersahin, S. 2001. Assessment of spatial variability in nitrate leaching to reduce nitrogen fertilizers impact on water quality. *Agric. Water Manage* **48**:179-189.
- Fathi, G; K McDonald & RCM Lance. 1997. Effects of post-anthesis water stress on the yield and grain protein concentration of barley grown on two levels of nitrogen. *Aust. J. Agric. Res.* **48**: 67-80.
- Ferguson, RB; GW Hergert; JS Schepers; CA Gotway; JE Cahoon & TA Peterson. 2002. Site-specific nitrogen management of irrigated maize: yield and soil residuals nitrate effects. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **66**:544-553.
- Fertilizar Asociación Civil. 2010. Estadísticas. [Online] [Volumen de fertilizantes]. www.fertilizar.org.ar. (Último acceso: septiembre 2010).
- Fiez, TE; BC Miller & WL Pan. 1994. Winter wheat yield and grain protein across varied landscape positions. *Agron.J.* **86**:1026-1032.
- Fiez, TE; WL Pan & BC Miller. 1995. Nitrogen use efficiency of winter wheat among landscape positions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **59**:1666-1671.
- Fleming, KL; DG Westfall; D Wiens; LE Rothe; JE Cipra & DF Heersman. 1999. Evaluating farmer developed management zone for precision farming. En: Robert, PC; RF Rust & WE Larson (Eds). 4th. *Prec. Agric. Int. Conf.* Pp.335-343. Wisconsin, Estados Unidos.
- Flores, CC & J Sarandón. 2002. ¿Racionalidad económica versus sustentabilidad ecológica? El ejemplo del costo oculto de la pérdida de fertilidad del suelo durante el proceso de Agricultura en la Región Pampeana Argentina. *Rev. Fac. Agron.* **105**: 52-67.
- Follet, RF. 1995. NLEAP model simulation of climate and management effects on N leaching for corn grown on sandy soil. *J. Cont. Hydrol.* **20**:241-252.
- Follet, RF; DR Keeney & RM Cruse. 1991. Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability. *Soil Sci. Soc. Amer.* Wisconsin, Estados Unidos. 357 pp.
- Follet, RF; MJ Shaffer; MK Brodahl & GA Reichman. 1994. NLEAP simulation of residual soil nitrate for irrigated and non irrigated corn. *J. Soil Water Conserv.* **49**:375-382.
- Food Agricultural Organization of the United Nations. 2011. FAOSTAT: Statistical database. www.apps.fao.org (Último acceso: diciembre 2011).
- Fotheringham, AS. 2009. The problem of spatial autocorrelation and local spatial statistics. *Geograph. Anal.* **41**:398-403.
- García, F. 2006. La nutrición de los cultivos y la nutrición de los suelos. *IPNI* **29**:13-16.
- García, FO & MF González San Juan MF. 2010. Balances de nutrientes en Argentina. ¿Cómo estamos? ¿Cómo mejoramos? *IPNI* **48**:1-5.

- Gee, GW & D Or. 2002. Particle-Size Analysis. En: Dane, JH & G Topp (Eds). Methods of soil analysis. Physical methods. Pp.255-293. Soil Sci. Soc. of Amer. Inc. Wisconsin, Estados Unidos.
- Gehl, RJ; Schmidt JP, Stone LR, Schlegel AJ, Clark GA. 2005. In situ measurements of nitrate leaching implicate poor nitrogen and irrigation management on sandy soils. *J. Environ. Qual.* **34**: 2243-2254.
- Giebel, A; O Wendroth; HI Reuter; KC Kersebaum & J Schwarz. 2006. How representative can we sample soil mineral nitrogen.? *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **169**:52-59.
- Giuffré, L; J Sierra; C Fumagalli & S Ratto. 1994. Variabilidad espacial de fósforo en suelo y planta en un Argiudol típico bajo cultivo de maíz. *R. Fac. Agron.* **14**:1-8.
- Godwin, RJ; GA Wood; JC Taylor & Knight SM. 2003. Precision farming of cereal crops; a review of a six year experiment to develop management guidelines. *Biosys Engine.* **84**: 375-391.
- Goovaerts P. 1997. Geostatistics for natural resources evaluation. Oxford University Press, New York, Estados Unidos. 512 pp.
- Gotway, CA & GW Hergert. 1997. Incorporating spatial trends and anisotropy in geostatistical mapping of soil properties. *Soil Sci. Soc. Am J.* 61:298-309.
- Gregoret, MC; J Dardanelli; R Bongiovanni & M Díaz-Zorita. 2006. Modelo de respuesta sitio-específica del maíz al nitrógeno y agua edáfica en un Haplustol. *C. Suelo* **24**:147-159.
- Goward, SN & SD Prince. 1995. Transient effects of climate on vegetation dynamics: satellite observations. *J. Biogeog.* **22**:549-564.
- Gregoret, MC; J Dardanelli ; R Bongiovanni & M Diaz Zorita. 2006. Modelo de respuesta sitio-específica del maíz al nitrógeno y agua edáfica en un Haplustol. *CI. Suelo* **24**:147-159.
- Gregoret, MC; M Diaz Zorita; J Dardanelli & R Bongiovanni &. 2011. Regional model for nitrogen fertilization of site-specific rainfed corn in haplustolls of the central Pampas, Argentina. *Precision Agric.*
- Griepentrog, HW & M Kyhn. 2000. Strategies for site specific fertilization in a highly productive agricultural region. En: Robert, PC; RH Rust RH & WE Larson (eds.). 5th Int. Conf. Prec. Agric. Madison, Wisconsin, Estados Unidos.
- Gutiérrez Boem, FH; G Rubio & R Alvarez. 2005 Diagnóstico de la disponibilidad de nutrientes. En: Alvarez, R (Ed). Fertilización de cultivos de granos y pasturas. Diagnóstico y Recomendación en la Región Pampeana. Pp: 27-36. EFA.
- Hall, CAS & JW Day. 1975. Ecosystem modeling in theory and practice: an introduction with case stories. University Press of Colorado. 684 pp.
- Hatfield, JL & JH Prueger. 2004. Nitrogen over-use, under-use, and efficiency. 4th International Crop Science Congress. Brisbane, Queensland, Australia. 14pp. www.regional.org.au/au/asa/2004/plenary/2/140_hatfield.htm (Junio 2011).
- Heredia, O & A Fernández Cirelli. 2008. Groundwater chemical pollution risk: assessment through a soil attenuation index. *Environ. Geol.* **53**:1345–1351
- Hergert, G; R Ferguson; C Gotway & T Peterson. 1997. The impact of VRT-N application on N use efficiency of furrow irrigated corn. En: Robert, P; H Rust & R Larson (eds). 3rd Int. Conf. Prec. Agric. Pp. 389-397.
- Hergert, GW; RB Ferguson; CA Shapiro; AJ Penas & FB Anderson. 1995. Classical statistical and geostatistical analysis of soil nitrate-N spatial variability. En: Site specific management for agricultural systems. Pp. 175-186. Minneapolis.
- Hornung, A; R Khosla; RM Reich; D Inman & DG Westfall. 2006. Comparison of site-specific management zones: Soil-color-based and yield-based. *Agron. J.* **98**:407-415.

- InfoStat, 2004. InfoStat versión 2004. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba.
- Isaaks, EH & RM Srivastava. 1989. Applied Geostatistics. Oxford University Press. New York, Oxford. 561 pp.
- Inman, D; R Khosla; DG Westfall & R Reich. 2005. Nitrogen uptake across site-specific management zones in irrigated corn production. *Agron. J.* **97**:169-176.
- INTA. 1989. Mapa de suelos de la provincia de Buenos Aires. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca. INTA. 525 pp.
- Jaynes, DB & TS Colvin. 1997. Spatiotemporal variability of corn and soybean yield. *Agron. J.* **89**:30-37.
- Jobbágy, EG; R Aragón & MD Nosoetto. 2007. Los cultivos y la napa freática en la Llanura Pampeana. *Agromercado* **268**:8-10.
- Karam, F; Breidy, J; Stephan, C & J Roupheal. 2003. Evapotranspiration, yield and water use efficiency of drip irrigated corn in the Bekaa Valley of Lebanon. *Agric. Water Manage.* **63**: 125 – 137.
- Karaman, MR; K Saltali; S Ersahin; H Gulec & MR Derici. 2005. Modelling nitrogen uptake and potential nitrate leaching under different irrigation programs in nitrogen-fertilized tomato using the computer program NLEAP. *Environ. Monit. Assess.* **101**:249-259.
- Katerji, N; M Mastrorilli & EC Houssem. 2010. Effects of corn deficit irrigation and soil properties on water use efficiency. 25-year analysis of a Mediterranean environment using the STICS model. *Eur. J. Agron.* **32**:177-185.
- Katsvairo, TW; WJ Cox; HM Van Es & M Glos. 2003. Spatial yield response of two corn hybrids at two nitrogen levels. *Agron. J.* **95**:1012-1022.
- Keeney, DR & JL Hatfield. 2001. The nitrogen cycle, historical perspective and current and potential future concerns. En: Follet, RF & JL Hatfield (Eds.). *Nitrogen in the Environment: Sources, problems and managements*. Pp.3-16. Elsevier.
- Khosla, R; K Fleming; JA Delgado; TM Shaver & DG Westfall. 2002. Use of site-specific management zones to improve nitrogen management for precision agriculture. *J. Soil Water Conserv.* **57**:513-518.
- Kim, K; DE Clay; CG Carlson; SA Clay & T Trooien. 2008. Do synergistic relationships between N and water influence the ability of corn to use N derived from fertilizer and soil?. *Agron. J.* **100**:551-556.
- Kitchen, NR; DF Hughes; KA Sudduth & SJ Birrell. 1995. Comparison of variable rate to single rate nitrogen fertilization application: Corn production and residual soil NO₃-N. En: Robert, PC; RH Rust & WE Larson (eds.). *Intern. Conf. Prec. Agric.*
- Klute, A. 1986. Water retention: Laboratory methods. En Klute, A (Ed.) *Methods of soil analysis*. Pp.597–618. 2nd ed. SSSA. Wisconsin, Estados Unidos.
- Knisel, WG. 1980. CREAMS, A field scale model for Chemical, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems. USDA. Washington DC.
- Knox, E & DW Moody. 1991. Influence of hydrology, soil properties and agricultural land use on N in groundwater. En: Follet, RF; DR Keeney & RM Cruse. *Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability*. SSSA. Wisconsin, Estados Unidos. 357 pp.
- Korol, RL; MUF Kirshbaum; GD Farquhar & M Jeffreys. 1999. Effects of water status and soil fertility on the C-isotope signature in *Pinus radiata*. *Tree Physiol.* **19**:551–562.
- Kravchenko, AN & D Bullock. 2000. A comparative study of interpolation methods for mapping soil properties. *Agronomy J.* **91**:393-400.

- Kurunc, A; S Ersahin; BY Uz; NK Sonmez; I Uz; H Kaman; GE Bacalan & Y Emekli. 2011. Identification of nitrate leaching hot spots in a large area with contrasting soil texture and management. *Agric. Wate. Manage.* **98**:1013-1019.
- Larson, W; J Lamb; B Khakural; R Ferguson & G Rehm. 1997. Potential of site-specific management for nonpoint environmental protection. En: Pierce, F & E Sadler (eds.). *The state of site-specific management for agriculture*. Pp. 337–367. ASA-CSSA-SSSA, Madison, Wisconsin, Estados Unidos.
- Li, X; C Hu; JA Delgado; Y Zhang & Z Ouyang. 2007. Increased nitrogen use efficiencies as a key mitigation alternative to reduce nitrate leaching in north China plain. *Agric. Water Manage.* **89**:137-147.
- Mangas, GJL. 2006. El valor de la Agricultura de Precisión: Una visión desde los usuarios. En: 1er Simposio Argentino de reconocimiento y manejo de la heterogeneidad ambiental. Estado actual y perspectivas futuras. *Mundo Agro: Tecnología y Sustentabilidad*. Pp.287-292. Buenos Aires, Argentina.
- Mani M, S Lack & A Shokuhfar. 2011. Effects of water stress and Different Levels of Nitrogen on Yield, Yield Components and WUE of Sunflower Hybrid Iroflor. *Adv. Environ. Biol.* **5**: 3410-3417
- Mani M, A Shokuhfar & S Lack. 2012. Effects of water stress and different levels of nitrogen on growth analysis parameters of sunflower. *J. Food, Agric. Enviro.* **10**: 839-842. 2012.
- Marbán, L. 2005. Métodos de extracción y determinación de nitratos en suelos. En: Marbán, L & S Ratto. *Tecnologías en análisis de suelos*. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo. 215 pp.
- Mavromatis, T; KJ Boote, JW Jones; A Irmak; D Shinde & G Hoogenboom. 2001. Developing genetic coefficients for crop simulation models with data from crop performance trials. *Crop Sci.* **41**:40-51.
- Mc Lean, EO. 1982. Soil pH and lime requirement. En: Page, AL; RH Miller & DR Keeney. 1982. *Methods of Soil Analysis*. SSSA. Wisconsin. 1159 pp.
- Meinzer, FC & J Zhu. 1998. Nitrogen stress reduces the efficiency of the C₄ CO₂ concentrating system, and therefore quantum yield, *Saccharum* species. *J. Exp. Bot.* **49**:1227–1234
- Meisinger, JJ & GW Randall. 1991. N budgets for soil-crop system. En: Follet, RF; DR Keeney & RM Cruse (Eds.). *Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability*. Pp. 85-124. SSSA. Wisconsin.
- Meisinger, JJ. 1984. Evaluating plant-available nitrogen in soil crops system. En: Hauck, RD (Ed.) *Nitrogen in crop production*. ASA-CSSA-SSSA. Wisconsin.
- Melchiori, R. 2007. Estado actual del manejo sitio-específico de nitrógeno en Argentina. En: 8^{vo} Curso de Agricultura de Precisión y 2^{da} Expo de Máquinas Precisas. Pp.77-84. INTA Manfredi, Córdoba. Argentina.
- Melchiori, R. 2004. Experiencias y perspectivas para el manejo-sitio específico de nitrógeno. http://www.inta.gov.ar/parana/info/documentos/suelos/congreso/mane_nitrogeno.htm (último acceso: mayo de 2011).
- Mohanty, BP & RS Kanwar. 1994. Spatial variability of residual nitrogen under two tillage systems in Central Iowa: a composite three dimensional resistant and explanatory approach. *Wate. Resou. Res.* **30**:237-21.
- Moll, RH,; EJ Kamprath & A Jackson. 1982. Analysis and interpretation of factors which contribute to efficiency of nitrogen utilization. *Agron. J.* **74**:562-564.
- Moral, FJ; JM Terrón & FJ Rebollo. 2011. Site-specific management zones based on the Rasch model and geostatistical techniques. *Compu. Electr. Agric.* **75**:223–230.

- Moser, SB; B Feil; S Jampatong & P Stamp. 2006. Effects of pre-anthesis drought, nitrogen fertilizer rate, and variety on grain yield, yield components, and harvest index of tropical maize. *Agric. Wate. Manage.* **81**: 41-58.
- Muschietti Piana, MP; PA Cipriotti & S Urricariet. 2010c. Simulación de las pérdidas de nitratos por lixiviación en fertilizaciones nitrogenadas del cultivo de maíz. En: VI Congreso Iberoamericano de Ambiente y Calidad de Vida, Catamarca, Argentina, 10 pp.
- Muschietti Piana, MP; PA Cipriotti; H Rimski-Korsakov; M Niborski & S Urricariet. 2010a. Fertilización con dosis variable. Optimizando la eficiencia de uso del agua y del nitrógeno del maíz. *Fertilizar* **16**:21-25.
- Muschietti Piana, MP; PA Cipriotti; H Rimski-Korsakov; S Urricariet. 2010b. Nitrógeno residual y vegetal en cultivo de maíz con fertilización uniforme y variable según zonas de manejo. En: Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Pp. 147-151. Rosario, Santa Fe, Argentina.
- Natural Resources Conservation Service (NRCS). 2003. Keys to Soil Taxonomy. En: United States Department of Agriculture. Washington. 332 pp.
- Niborski, MJ; S Urricariet & C Kvolek. 2006. Distribución de la oferta hídrica y su impacto en el rendimiento de maíz a escala superdetallada. En: XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Salta.
- Niborski, MJ; S Urricariet; G Sznajder; M Amado & H Rosatto. 2004. Variabilidad de la humedad del suelo, contenidos de arena y materia orgánica y su asociación con rendimiento de cultivos. En: Navone, SM; H Rosatto & F Vilella (Eds.). Teledetección aplicada a la problemática ambiental argentina. Pp.117-124. EFA, Buenos Aires.
- Nosetto, MD; EG Jobbágy; R Jackson & G Sznajder G. 2009. Reciprocal influence of crops and shallow ground water in sandy landscapes of the Inland Pampas. *Field Crops Resea.* **113**: 138-148.
- Octave 3.6.2. 2012. GNU Linux systems. Disponible online en www.gnu.org/software/octave/ (ultimo acceso: mayo de 2012).
- Owens, LB & WM Edwards. 1994. Groundwater nitrate levels under fertilized grass and grass-legume pastures. *J. Environ. Qual.* **23**:752-758.
- Pachepsky, Y; DJ Timlin & WJ Rawls. 2001. Soil water retention as related to topographic variables. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **65**:1787-1795.
- Palma, RM; M Rímolo; MI Saubidet & ME Conti.1997. Influence of tillage system on denitrification in maize-cropped soils. *Biol Fertil Soils* **25**:142-146.
- Pandey, RK; JM Maranville & A Admou. 2000. Deficit irrigation and nitrogen effects on maize in a Sahelian environment: I. Grain yield and yield components. *Agric. Water Manage.* **46**:1-13.
- Papucci, S; M Cruciani; A Gozález & S Pirles. 2006. Efecto del sistema de labranza y la fertilización nitrogenada sobre la biología floral en maíz. *Agromen.* **20**:48-56.
- Paruelo, JM; S Putz; G Weber; M Bertiller; RA Golluscio; MR Aguiar; T Wiegand. 2008. Long-term dynamics of a semiarid grass steppe under stochastic climate and different grazing regimes: A simulation analysis. *J. Arids Environ.* **72**:2211-2231.
- Pautasso, JM; S Albarenque; G Schulz; A Kemerer; D Bedeno; R Melchiori. 2010. Delimitación de zonas de manejo mediante variables de suelo y validación para maíz. En: 9^{no} Curso Internacional de Agricultura de Precisión y 4^{ta} Expo de Máquinas Precisas. Pp: 207-214. Córdoba, Argentina.
- Pebesma, EJ. 2004. Multivariate geostatistics in S: The gstat package. *Comput. Geosci.* **30**:683-691.

- Pedrol, H; Castellarín, J; Ferraguti F & O Rosso. 2008. Respuesta a la fertilización nitrogenada y eficiencia en el uso del agua en el cultivo de maíz según nivel hídrico. *Inpofos* **20**:17-20.
- Pennock, DJ & E De Jong. 1990. Spatial pattern of soil redistribution in boroll landscapes, southern Saskatchewan, Canada. *Soil Sci.* **150**:867-873.
- Pierce, FJ; MJ Shaffer & AD Halvorson. 1991 Screening procedure for estimating potentially leachable nitrate-nitrogen below the root zone. En: Follet, RF; DR Keeney & RM Cruse (Eds.). *Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability*. Pp. 259-823. SSSA. Wisconsin, Estados Unidos.
- Pietrobón, M; PA Barbieri; FH Andrade & HE Echeverria. 2012. Prácticas de manejo y eficiencia de uso de nitrógeno en granos de maíz (*Zea Mays* L.). En: XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, Argentina.
- Piñeiro, G; SB Perelman; JP Guerschman, JM Paruelo. 2008. How to evaluate models: observed vs. predicted or predicted vs. observed? *Ecol. Model.* **216**:316-322.
- Pionke, HB & RR Lowrance. 1991. Fate of nitrogen in subsurface drainage waters. En: RF Follett, DR Keeney & RM Cruse (Eds.). *Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability*. Pp.237-258. SSSA. Wisconsin, Estados Unidos.
- Porta, J; M Lopez Acevedo & C Roquero. 1994. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Mundi Prensa, Madrid, España. 803 pp.
- Portela, S; A Andriulo; G Jobbágy & MC Sasal. 2009. Water and nitrate Exchange between cultivated ecosystems and groundwater in the Rolling Pampas. *Agric. Ecosys. Enviro.* **134**:277-286.
- Portela, S; A Andriulo; MC Sasal & F Rimatori. 2005. Drenaje profundo de nitrógeno y su relación con el tipo de suelo: estimación con lisímetros y un modelo de simulación. En: X Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta. Argentina.
- Porter, PM; JG Lauer; DR Huggins; ES Oplinger & RK Crookston. 1998. Assessing spatial and temporal variability of corn and soybean yields. *J. Prod. Agric.* **11**:359-363.
- Quiroga, A. 2010. Manejo por ambientes. Necesidad de reconocer y jerarquizar los factores que afectan la producción de grano y forraje. En: 9^{no} Curso Internacional de Agricultura de Precisión y 4^{ta} Expo de Máquinas Precisas. Pp.187-196. Córdoba, Argentina.
- Randall, GW & DJ Mulla. 2001. Nitrate nitrogen in surface waters as influenced by climatic conditions and agricultural practices. *J. Environ. Qual* **30**:337-344.
- Raun, WR & GV Johnson. 1999. Improving nitrogen use efficiency for cereal production. *Agron. J.* **91**:357-363.
- Raun, WR; JB Solie; ML Stone; ML Martin; KW Freeman; RW Mullen; H Zhang; JS Schepers & GV Johnson. 2005. Optical sensor based algorithm for crop nitrogen fertilization. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* **36**: 2783–2792.
- Rawls, WJ, TJ Gish & DL Brakensiek. 1991. Estimating soil water retention from soil physical properties and characteristic. *Adv. Soil Sci.* **16**:213-234.
- Redulla, C; J Havlin; G Kluitenberg; N Zhang & M Schrock. 1996. Variable N management for improving groundwater quality. En: Robert, PC, RH Rust; WE Larson (eds.). *Intern. Conf. Prec. Agric.* Pp. 1101-1110. SSSA. Wisconsin.
- Rejesus, RM & RH Hornbaker. 1999. Economic and environmental evaluation of alternative pollution-reducing nitrogen management practices in central Illinois. *Agric. Ecosys. Enviro.* **75**: 41-53.
- Rimski-Korsakov, H; CR Alvarez; MB Rodriguez & RS Lavado. 2005. Predicción de los nitratos a cosecha de maíz en suelos de la Región Pampeana. *IPNI* **27**:14-17.

- Rimski-Korsakov, H; G Rubio & RS Lavado. 2004. Potential nitrate losses under different agricultural practices in the pampas region, Argentina. *Agric. Water Manage.* **65**:83-94.
- Rimski-Korsakov, H; G Rubio; I Pino & RS Lavado. 2008. Destino del nitrógeno aplicado por fertilización en maíz. *IPNI* **39**:1-5.
- Ritchie, JT & B Basso. 2008. Water use efficiency is not constant when water supply is adequate or fixed. *Agron. J.* **28**: 273-281.
- Ritchie, S & JJ Hanway. 1982. How a corn plant develops. Iowa State University of Science and Technology.
- Roberts, R; B English & S Mahajanashetti. 2001. Environmental and economic effects of spatial variability and weather. En: Blackmore, E & G Grenier (eds.). European conference on precision agriculture. Pp.545–550. Montpellier, Francia.
- Rodríguez, MB. 2004. Fertilización sustentable: Fuentes y formas de aplicación de nitrógeno. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Paraná, Entre Ríos.
- Rodríguez, MB. 2006. Impacto ambiental del uso de fertilizantes nitrogenados en agricultura. Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires.
- Rodríguez, MB; G Civeira; S Urricariet; P Muschietti & RS Lavado. 2010. The application of fertilizer using management zone in Pampas soils with texture variability affects residual nitrate after harvest. En: 10th International Conference on Precision Agriculture. Denver, Colorado.
- Rostamza, M; M R Chaichi, MR Jahansouz & A Alimadadi. 2011. Forage quality, water use and nitrogen utilization efficiencies of pearl millet (*Pennisetum americanum* L.) grown under different soil moisture and nitrogen levels. *Agric. Water Manage.* **98**:1607–1614.
- Rufo, ML. 2003. Factibilidad de inclusión de cultivos de cobertura en Argentina. En: Actas. XI Congreso de AAPRESID. Pp. 171-176
- Ruffo, M. 2006. Análisis y manejo de información en Agricultura de Precisión. En: 1er Simposio Argentino de reconocimiento y manejo de la heterogeneidad ambiental. Estado actual y perspectivas futuras. Pp.267-271. Mundo Agro: Tecnología y Sustentabilidad. Buenos Aires, Argentina.
- Ruffo, ML; GA Bollero; DS Bullock & DG Bullock. 2006. Site-specific production functions for variable rate corn nitrogen fertilization. *Precis. Agric.* **7**:327-342.
- Sadras, VO. 2005. A quantitative top down view of interactions between stresses: theory and analysis of nitrogen-water co-limitation in Mediterranean agroecosystems. *Austral. J. Agric. Resear.* **56**: 1151-1157.
- Schepers, JS & JJ Meisinger. 1994. Field indicators of nitrogen mineralization. En: Havlin, J & J Jacobsen. (Ed.). Soil testing: Prospects for improving nutrient recommendations. SSSA Spec. Pub. 40. SSSA-ASA. Madison, Estados Unidos.
- Scianca, CM. 2010. Cultivos de cobertura en Molisoles de la Región Pampeana. Producción de materia seca, eficiencia en el uso del agua y N e incidencia sobre el cultivo de cobertura. Tesis Magíster. Universidad Nacional del Sur. 134 pp.
- Shaffer, MJ; JA Delgado; CM Gross; RF Follet & P Gagliardi. 2010. Simulation processes for the nitrogen loss and environmental assessment package. En: Delgado, JA & RF Follet (eds.). Pp. 361-372. Advances in nitrogen management for water quality. SWCS. Fort Collins, Estados Unidos.
- Shaffer, MJ; AD Halvorson & FJ Pierce. 1991. Nitrate leaching and economic analysis package (NLEAP): Model description and application. En: Follet, RF; DR Keeney & RM Cruse (Eds.). Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability. SSSA. Madison, Wisconsin, Estados Unidos. 357 pp.

- Shaffer, M J; BK Wylie; RF Follet & PNS Bartling. 1994. Using climate/weather data with NLEAP model to manage soil nitrogen. *Agric. Forest Meteor.* **69**:111-123.
- Shaffer, MJ; BK Wylie & MD Hall. 1995. Identification and mitigation of nitrate leaching hot spots using NLEAP-GIS technology. *J.Contam.Hidrol.* **20**:253-263.
- Shahandeh, H; AL Wright; FM Hons & RJ Lascano. 2005. Spatial and temporal variation in soil nitrogen parameters related to soil texture and corn yield. *Agron. J.* **97**:772-782.
- Sharpley, AN; P Kleinman & R McDowell. 2000. Innovative management of agricultural phosphorous to protect soil and water quality. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **32**:1071-1100.
- Sivakumar, MVK & SA Salaam. 1999. Effect of year and fertilizer on water-use efficiency of pearl millet (*Pennisetum glaucum*) in Niger. *J. Agric. Sci* **32**:139-148.
- Smith, EP & KA Rose. 1995. Model goodness of fit analysis using regression and related techniques. *Ecol. Model.* **77**:49-64.
- Sogbedji, JM; HM van Es; SD Klausner; DR Bouldin & WJ Cox. 2001. Spatial and temporal processes affecting nitrogen availability at the landscape scale. *Soil Till. Res.* **58**:233-234.
- Solari F A, Paolini A y Segat J P.1998. Estudio comparativo de métodos para la obtención de los factores topográficos. *Engenharia Agríc* **17**:115 -120.
- Statistica, 2007. Statistica versión 7. StatSoft. Tulsa, Oklahoma, Estados Unidos.
- Steinbach, HS; R Alvarez & CR Valente. 2004. Balance between mineralization and immobilization of N as affected by soil mineral N level. *Agroch.***48**:204-212.
- Stenger, R; E Priesack; F Beese. 2002. Spatial variation of nitrate-N and related soil properties at the plot scale. *Geoderma* **105**: 259-275.
- Tecnisuelo S.R.L. 1991. Reconocimiento de suelos y aptitud de las tierras del establecimiento Las Balas. Bases para la planificación de su uso y manejo. Leandro N. Alem. Provincia de Buenos Aires. Liag Argentina S.A. 60 pp.
- Tedeschi, LO. 2006. Assessment of the adequacy of mathematical models. *Agric. Syst.* **89**:225-247.
- Uhart, SA & FH Andrade. 1995. Nitrogen and carbon accumulation and remobilization during grain filling in maize under different source/sink ratios. *Crop Science* **35**: 183-190.
- United States Environmental Protection Agency (U.S.E.PA.). 2008. Drinking water contaminants. National primary drinking water regulations. www.epa.gov/safewater/contaminants/index.html#listmcl.(Febrero 2009).
- Uribe Larrea, M; SP Moose & FE Below. 2007. Divergent selection for grain protein affects nitrogen use in maize hybrids. *F. Crop Resea.* **100**:82-90.
- Urricariet, S & M Zubillaga. 2007. Alcances y perspectivas del manejo sitio-específico de la fertilización. En: Prystupa, P. (Ed.). Tecnología de la fertilización de cultivos extensivos en la Región Pampeana. Pp 161-181. EFA, Buenos Aires.
- Urricariet, S, M Niborski & CM Kvolek. 2011. Atributos de suelo y paisaje asociados a la variabilidad de rendimientos de maíz en la Pampa arenosa. *CI.Suelo* **29**:49-59.
- Urricariet, S; M Presutti; H Rosatto; M Amado; M Niborski & G Botta. 2004. Uso del modelo digital de elevación y mapa de suelos para un manejo sitio-específico de la fertilización nitrogenada en maíz. En: Navone, SM; H Rosatto & F Vilella. (Eds.). Teledetección aplicada a la problemática ambiental argentina. Pp.85-95.
- Walcroft, AS; D Whitehead; WB Silvester & FM Kelliher. 1997. The response of photosynthetic model parameters to temperature and nitrogen concentration in *Pinus radiata* D. Don. *Plant Cell Environ.* **20**:1338–1348.

- Walkey, A & IA Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* **37**:29-37.
- Watkins, KB; L Yao-chi & H Wen-yuan. 1998. Economic and environmental feasibility of variable rate nitrogen fertilizer application with carryover effects. *J. Agric. Resour. Econ.* **23**: 401–426.
- Webb, JR; R Harrison & S Ellis. 2000. Nitrogen fluxes in three arable soils in the UK. *Eur. J. Agr.* **13**:207-223.
- Webster, R & MA Oliver. 1990. Statistical methods in soil and land resource survey, pp. 213- 240. Oxford University Press, Oxford.
- White, RE. 1987. A transfer function model for the prediction of nitrate leaching under field conditions. *J. Hydrol.* **92**:207-222.
- Whitley, KM; JR Davenport & SR Manley. 2000. Differences in nitrate leaching under variable and conventional nitrogen fertilizer management in irrigated potato systems. En: Robert, PC; Rust, RH & WE Larson (Eds.). 5th Int.Conf. Prec.Agric. Madison, Wisconsin, Estados Unidos.
- Wilding, LP & LR Drees. 1983. Spatial variability and pedology. Pp. 83-116. En: Wilding, LP & LR Drees (Eds.). *Pedogenesis and soil taxonomy: concepts and interactions*. Elsevier. New York, USA.
- Williams, JR & DE Kissel. 1991. Water percolation: an indicator of Nitrogen Leaching Potential. En: Follet, RF; DR Keeney & RM Cruse (Eds.). *Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability*. Pp. 59-83, Wisconsin.
- Williams, JR; CA Jones & PT Dyke. 1984. A modelling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. *T. Asae* **27**:129.144.
- Wright, RJ; DG Boyer; WM Winant & HD Perry. 1990. The influence of soil factors on yield differences among landscape positions in an Appalachian cornfield. *Soil Sci.* **149**:375-382.
- Zamora, MS; JL Costa; HE Echeverria & A Báez. 2004. Cuantificación del lavado de nitratos en un suelo Argiudol de Tres Arroyos. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Paraná.
- Zhang, WL; ZX Tian; N Zhang & X Li. 1996. Nitrate pollution of groundwater in northern China. *Agric. Ecosyst. Env.* **59**:2223-231
- Zubillaga, MM; M Carmona; A Latorre; M Falcon & J Barros. 2006a. Estructura espacial de variables edáficas a nivel lote en Vedia - Provincia de Buenos Aires. En: XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Salta.
- Zubillaga, MM; ML Cabrera & N Vaio. 2009. Spatial variation of potentially mineralizable nitrogen within a field. En: 16th Nitrogen Workshop. Pp.85-86. Turín, Italia.
- Zubillaga, MM; PA Cipriotti & J Barros. 2006b. Asociaciones espaciales entre el N mineralizado y otras variables edáficas a nivel de lote. En: XX CACS, Salta.
- Zuur, AF; EN Ieno; N Walker; A Saveliev & GM Smith. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R 574 pp.

APENDICE

Tabla A. 1: Registros diarios de precipitaciones (mm) durante el ciclo del cultivo de los dos años experimentales (Datos de Junín).

	----- Año 1 -----							----- Año 2 -----						
día	sep	oct	nov	dic	ene	feb	mar	sep	oct	nov	dic	ene	feb	mar
1	nc	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2	nc	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,0	11,0
3	nc	0,0	0,0	0,0	10,0	0,0	15,1	0,0	8,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4	nc	2,0	0,0	0,0	0,0	30,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0
5	nc	4,0	2,0	0,0	0,0	0,0	4,7	0,0	12,0	0,0	0,0	0,0	23,0	0,0
6	nc	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
7	nc	1,8	0,0	0,0	0,0	36,0	3,2	0,0	0,0	20,0	6,0	4,0	0,0	0,0
8	nc	0,0	17,0	0,0	0,0	0,0	2,2	0,0	0,0	23,0	15,0	0,0	0,0	0,0
9	nc	2,0	5,0	3,0	31,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
10	nc	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	4,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11,3	3,0
11	nc	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
12	nc	0,0	6,0	0,0	0,0	0,0	6,9	0,0	0,0	0,0	5,0	15,0	0,0	0,0
13	nc	0,0	0,0	5,6	9,0	0,0	8,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
14	nc	0,0	0,0	10,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
15	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	13,6	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
16	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
17	47,0	37,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,0	0,0	0,0
18	4,0	3,0	0,0	4,0	0,0	0,0	5,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
19	0,0	0,0	5,4	5,0	0,0	0,0	8,0	0,0	0,0	0,0	5,2	0,0	10,0	0,0
20	11,2	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,1	0,0	5,0	0,0	5,0	0,0	8,0	6,3
21	11,0	2,8	0,0	0,0	0,0	0,0	3,4	0,0	17,0	0,0	0,0	0,0	33,0	0,0
22	0,0	0,0	0,0	0,0	7,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	25,0	0,0
23	0,0	0,0	0,0	3,0	0,0	21,0	6,0	0,0	0,0	2,5	0,0	0,0	0,0	4,0
24	0,0	0,0	0,0	0,0	11,0	1,0	2,3	0,0	0,0	0,0	0,0	14,0	0,0	0,0
25	18,8	0,0	4,0	0,0	0,0	0,0	3,4	0,0	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
26	0,0	0,1	10,0	0,0	0,0	39,0	3,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
27	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	8,2	8,6	12,0	0,0	45,0	0,0	4,0	0,0	0,0
28	0,0	0,0	0,0	0,0	5,0	15,0	5,8	12,0	6,0	0,0	0,0	0,0	0,0	nc
29	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,0	0,0	0,0	0,0	7,0	0,5	0,0	Nc	nc
30	0,0	1,0	20,0	0,0	7,0	nc	0,0	0,0	0,0	9,0	0,7	0,0	Nc	nc
31	nc	0,0	nc	0,0	0,0	nc	0,0	nc	0,0	nc	0,0	0,0	Nc	nc
Días con lluvia	5	11	8	7	7	8	18	2	10	6	7	5	8	4
Total (mm)	92	55,9	70,4	32,6	80	153,2	108,5	24,0	63,0	106,5	37,4	49,0	115,6	24,3

Tabla A. 2: Información de ingreso para realizar la corrida con el modelo NLEAP, por tratamiento para el lote FL1 del año 1.

		BP-MSE	BP-MU	AP-MSE	AP-MU
Serie y textura superficial		franco arenoso		franco	
Grupo hidrológico		A	A	A	A
Clase de drenaje		excesiva		buena	
Posición del paisaje		loma		bajo	
Capa del suelo de 0-30 cm					
Materia orgánica	%	1,9	2,0	3,8	3,8
pH		5,3	5,3	5,8	5,8
CIC	meq 100g ⁻¹	13,9	13,9	17,4	17,4
Dap	g cm ⁻³	1,4	1,4	1,4	1,4
N-NO ₃ ⁻ iniciales	kg N-NO ₃ ⁻ ha ⁻¹	35,0	51,4	111,7	127,1
Capacidad de campo	mm mm ⁻¹	0,1	0,1	0,3	0,3
Contenido hídrico inicial	mm mm ⁻¹	0,2	0,1	0,3	0,3
Contenido hídrico a 15 bares	mm mm ⁻¹	0,1	0,1	0,2	0,2
Capa del suelo 30-150 cm					
Dap	g cm ⁻³	1,5	1,5	1,5	1,5
N-NO ₃ ⁻ iniciales	kg N-NO ₃ ⁻ ha ⁻¹	8,9	6,7	38,5	23,0
Agua a capacidad de campo	mm mm ⁻¹	0,1	0,1	0,3	0,3
Contenido hídrico inicial	mm mm ⁻¹	0,1	0,1	0,3	0,3
Contenido hídrico a 15 bares	mm mm ⁻¹	0,1	0,1	0,1	0,1
Manejo y Cultivo					
Inicio de la corrida	día/mes	15-sep	15-sep	15-sep	15-sep
Cultivo	maíz				
Rendimiento por tratamiento	T ha ⁻¹	8,1	7,2	14,4	10,6
Rendimiento en año húmedo	T ha ⁻¹	8,4	7,5	14,8	10,9
Rendimiento en año promedio	T ha ⁻¹	8,3	7,4	14,6	10,8
Fecha de siembra	mes/día	19-oct	19-oct	19-oct	19-oct
Fecha de cosecha	mes/día	01-abr	01-abr	01-abr	01-abr
Cobertura pre-siembra	%	80	80	85	85
Cobertura pos-cosecha	%	90	90	95	95
Cultivo antecesor		soja			
Secuencia de rotación		maíz - trigo/soja - soja			
Riego y Manejo del N					
Riego	si/no	no	no	no	no
Rastrojo antecesor (soja)	t ha ⁻¹	7,9	7,9	9,1	9,1
Dosis de N	kg ha ⁻¹	69,0	119,6	138,0	119,6

BP: zonas de baja productividad, AP: zonas de alta productividad, MSE: manejo sitio-específico, MU: manejo uniforme de N.

Tabla A. 3: Información de ingreso para realizar la corrida con el modelo NLEAP, por tratamiento para el lote FL2 del año 1.

		BP-MSE	BP-MU	AP-MSE	AP-MU
Serie y textura superficial		franco arenoso		franco	
Grupo hidrológico		A	A	A	A
Clase de drenaje		excesiva		buena	
Posición del paisaje		loma		bajo	
Capa del suelo de 0-30 cm					
Materia orgánica	%	1,9	2,0	3,8	3,8
pH		5,3	5,3	5,8	5,8
CIC	meq 100g ⁻¹	13,9	13,9	17,4	17,4
Dap	g cm ⁻³	1,4	1,4	1,4	1,4
N-NO ₃ ⁻ iniciales	kg N-NO ₃ ⁻ ha ⁻¹	32,3	34,3	102,6	90,4
Capacidad de campo	mm mm ⁻¹	0,1	0,1	0,3	0,3
Contenido hídrico inicial	mm mm ⁻¹	0,2	0,2	0,3	0,3
Contenido hídrico a 15 bares	mm mm ⁻¹	0,0	0,0	0,1	0,1
Capa del suelo 30-150 cm					
Dap	g cm ⁻³	1,5	1,5	1,5	1,5
N-NO ₃ ⁻ iniciales	kg N-NO ₃ ⁻ ha ⁻¹	18,5	16,7	18,9	27,4
Agua a capacidad de campo	mm mm ⁻¹	0,1	0,1	0,3	0,3
Contenido hídrico inicial	mm mm ⁻¹	0,1	0,1	0,3	0,2
Contenido hídrico a 15 bares	mm mm ⁻¹	0,1	0,1	0,1	0,1
Manejo y Cultivo					
Inicio de la corrida	día/mes	15-sep	15-sep	15-sep	15-sep
Cultivo	maíz				
Rendimiento por tratamiento	t ha ⁻¹	7,2	7,2	13,1	10,2
Rendimiento en año húmedo	t ha ⁻¹	7,5	7,5	13,4	10,6
Rendimiento en año promedio	t ha ⁻¹	7,4	7,4	13,3	10,4
Fecha de siembra	mes/día	19-oct	19-oct	19-oct	19-oct
Fecha de cosecha	mes/día	01-abr	01-abr	01-abr	01-abr
Cobertura pre-siembra	%	80	80	85	85
Cobertura pos-cosecha	%	90	90	95	95
Cultivo antecesor		soja			
Secuencia de rotación		maíz - trigo/soja - soja			
Riego y Manejo del N					
Riego	si/no	no	no	no	no
Rastrojo antecesor (soja)	t ha ⁻¹	8,6	8,6	8,6	8,6
Dosis de N	kg ha ⁻¹	69,0	128,8	138	128,8

BP: zonas de baja productividad, AP: zonas de alta productividad, MSE: manejo sitio-específico, MU: manejo uniforme de N.

Tabla A. 4: Información de ingreso para realizar la corrida con el modelo NLEAP, por tratamiento para el lote SI6 del año 1.

tratamiento para el lote S10 del año 1.					
		BP-MSE	BP-MU	AP-MSE	AP-MU
Serie y textura superficial		franco arenoso		franco	
Grupo hidrológico		A	A	A	A
Clase de drenaje		excesiva		buena	
Posición del paisaje		loma		bajo	
Capa del suelo de 0-30 cm					
Materia orgánica	%	1,7	1,7	3,1	3,1
pH		5,3	5,3	5,8	5,8
CIC	meq 100g ⁻¹	13,9	13,9	17,4	17,4
Dap	g cm ⁻³	1,5	1,5	1,3	1,3
N-NO ₃ ⁻ iniciales	kg N-NO ₃ ⁻ ha ⁻¹	34,8	32,8	71,6	87,1
Capacidad de campo	mm mm ⁻¹	0,1	0,1	0,3	0,3
Contenido hídrico inicial	mm mm ⁻¹	0,2	0,2	0,3	0,3
Contenido hídrico a 15 bares	mm mm ⁻¹	0,0	0,0	0,1	0,1
Capa del suelo 30-150 cm					
Dap	g cm ⁻³	1,3	1,3	1,3	1,3
N-NO ₃ ⁻ iniciales	kg N-NO ₃ ⁻ ha ⁻¹	11,4	18,3	22,3	12,9
Agua a capacidad de campo	mm mm ⁻¹	0,1	0,1	0,3	0,3
Contenido hídrico inicial	mm mm ⁻¹	0,1	0,1	0,2	0,2
Contenido hídrico a 15 bares	mm mm ⁻¹	0,1	0,1	0,1	0,1
Manejo y Cultivo					
Inicio de la corrida	día/mes	15-sep	15-sep	15-sep	15-sep
Cultivo	maíz				
Rendimiento por tratamiento	T ha ⁻¹	7,8	7,2	14,0	11,3
Rendimiento en año húmedo	T ha ⁻¹	8,1	7,5	14,3	11,6
Rendimiento en año promedio	T ha ⁻¹	8,0	7,4	14,1	11,4
Fecha de siembra	mes/día	19-oct	19-oct	19-oct	19-oct
Fecha de cosecha	mes/día	19-mar	19-mar	19-mar	19-mar
Cobertura pre-siembra	%	80	80	85	85
Cobertura pos-cosecha	%	90	90	95	95
Cultivo antecesor		soja			
Secuencia de rotación		maíz - trigo/soja - soja			
Riego y Manejo del N					
Riego	si/no	no	no	no	no
Rastrojo antecesor (soja)	T ha ⁻¹	9,1	8,2	8,3	9,3
Dosis de N	kg ha ⁻¹	64,4	110,4	128,8	110,4

BP: zonas de baja productividad, AP: zonas de alta productividad, MSE: manejo sitio-específico, MU: manejo uniforme de N.

Tabla A. 5: Información de ingreso para realizar la corrida con el modelo NLEAP, por tratamiento para el lote SI10 del año 1.

		BP-MSE	BP-MU	AP-MSE	AP-MU
Serie y textura superficial		franco arenoso		franco	
Grupo hidrológico		A	A	A	A
Clase de drenaje		excesiva		buena	
Posición del paisaje		loma		bajo	
Capa del suelo de 0-30 cm					
Materia orgánica	%	1,7	1,7	2,9	2,9
pH		5,3	5,3	5,8	5,8
CIC	Meq 100g ⁻¹	13,9	13,9	17,4	17,4
Dap	G cm ⁻³	1,5	1,5	1,3	1,3
N-NO ₃ ⁻ iniciales	kg N-NO ₃ ⁻ ha ⁻¹	41,1	48,3	64,5	66,6
Capacidad de campo	mm mm ⁻¹	0,1	0,1	0,3	0,3
Contenido hídrico inicial	mm mm ⁻¹	0,1	0,2	0,2	0,3
Contenido hídrico a 15 bares	mm mm ⁻¹	0,0	0,0	0,1	0,1
Capa del suelo 30-150 cm					
Dap	g cm ⁻³	1,3	1,3	1,3	1,3
N-NO ₃ ⁻ iniciales	Kg N-NO ₃ ⁻ ha ⁻¹	19,5	19,3	30,4	17,9
Agua a capacidad de campo	mm mm ⁻¹	0,1	0,1	0,3	0,3
Contenido hídrico inicial	mm mm ⁻¹	0,1	0,1	0,2	0,2
Contenido hídrico a 15 bares	mm mm ⁻¹	0,1	0,1	0,1	0,1
Manejo y Cultivo					
Inicio de la corrida	día/mes	19-sep	19-sep	19-sep	19-sep
Cultivo	maíz				
Rendimiento por tratamiento	T ha ⁻¹	7,2	7,6	15,1	12,4
Rendimiento en año húmedo	T ha ⁻¹	7,5	7,9	15,4	12,6
Rendimiento en año promedio	T ha ⁻¹	7,4	7,8	15,2	12,5
Fecha de siembra	mes/día	10-oct	10-oct	10-oct	10-oct
Fecha de cosecha	mes/día	19-mar	19-mar	19-mar	19-mar
Cobertura pre-siembra	%	80	80	85	85
Cobertura pos-cosecha	%	90	90	95	95
Cultivo antecesor		soja			
Secuencia de rotación		maíz - trigo/soja – soja			
Riego y Manejo del N					
Riego	si/no	no	no	no	no
Rastrojo antecesor (soja)	t ha ⁻¹	8,2	8,2	8,3	8,3
Dosis de N	kg ha ⁻¹	64,4	110,4	124,2	110,4

BP: zonas de baja productividad, AP: zonas de alta productividad, MSE: manejo sitio-específico, MU: manejo uniforme de N.

Tabla A. 6: Información de ingreso para realizar la corrida con el modelo NLEAP, por tratamiento para el lote BT1 del año 2.

		BP-MSE	BP-MU	AP-MSE	AP-MU
Serie y textura superficial		franco arenoso		franco	
Grupo hidrológico		A	A	A	A
Clase de drenaje		excesiva		buena	
Posición del paisaje		loma		bajo	
Capa del suelo de 0-30 cm					
Materia orgánica	%	1,9	1,9	3,4	3,4
pH		5,3	5,3	5,8	5,8
CIC	meq 100g ⁻¹	13,9	13,9	17,4	17,4
Dap	g cm ⁻³	1,5	1,5	1,3	1,3
N-NO ₃ ⁻ iniciales	kg N-NO ₃ ⁻ ha ⁻¹	17,0	13,8	39,3	56,3
Capacidad de campo	mm mm ⁻¹	0,11	0,11	0,2	0,2
Contenido hídrico inicial	mm mm ⁻¹	0,12	0,12	0,20	0,15
Contenido hídrico a 15 bares	mm mm ⁻¹	0,04	0,04	0,1	0,1
Capa del suelo 30-150 cm					
Dap	g cm ⁻³	1,4	1,4	1,5	1,5
N-NO ₃ ⁻ iniciales	kg N-NO ₃ ⁻ ha ⁻¹	30,3	56,8	23,8	44,0
Agua a capacidad de campo	mm mm ⁻¹	0,12	0,12	0,2	0,2
Contenido hídrico inicial	mm mm ⁻¹	0,11	0,11	0,16	0,22
Contenido hídrico a 15 bares	mm mm ⁻¹	0,05	0,05	0,1	0,1
Manejo y Cultivo					
Inicio de la corrida	día/mes	04-sep	22-sep	04-sep	04-sep
Cultivo	maíz				
Rendimiento por tratamiento	T ha ⁻¹	8,8	7,4	13,4	11,1
Rendimiento en año húmedo	T ha ⁻¹	9,2	7,7	13,9	11,5
Rendimiento en año promedio	T ha ⁻¹	9,0	7,4	13,7	11,4
Fecha de siembra	mes/día	15-sep	15-sep	15-sep	15-sep
Fecha de cosecha	mes/día	16-mar	16-mar	16-mar	16-mar
Cobertura pre-siembra	%	80	80	85	85
Cobertura pos-cosecha	%	90	90	95	95
Cultivo antecesor		soja	soja	soja	soja
Secuencia de rotación		maíz - trigo/soja - soja			
Riego y Manejo del N					
Riego	si/no	no	no	no	no
Rastrojo antecesor (soja)	T ha ⁻¹	11,3	11,3	17,8	17,8
Dosis de N	kg ha ⁻¹	74	92	115,0	92,0

BP: zonas de baja productividad, AP: zonas de alta productividad, MSE: manejo sitio-específico, MU: manejo uniforme de N.

Tabla A.7: Información de ingreso para realizar la corrida con el modelo NLEAP, por tratamiento para el lote BL12 del año 2.

		BP-MSE	BP-MU	AP-MSE	AP-MU
Serie y textura superficial		franco arenoso		franco	
Grupo hidrológico		A	A	A	A
Clase de drenaje		Excesiva		buena	
Posición del paisaje		Loma		bajo	
Capa del suelo de 0-30 cm					
Materia orgánica	%	2,0	2,0	3,8	3,8
pH		5,3	5,3	5,8	5,8
CIC	meq 100g ⁻¹	13,9	13,9	17,4	17,4
Dap	g cm ⁻³	1,5	1,5	1,3	1,3
N-NO ₃ ⁻ iniciales	kg N-NO ₃ ⁻ ha ⁻¹	27,4	38,5	57,7	45,7
Capacidad de campo	mm mm ⁻¹	0,11	0,11	0,2	0,2
Contenido hídrico inicial	mm mm ⁻¹	0,13	0,16	0,17	0,22
Contenido hídrico a 15 bares	mm mm ⁻¹	0,04	0,04	0,1	0,1
Capa del suelo 30-150 cm					
Dap	g cm ⁻³	1,4	1,4	1,5	1,5
N-NO ₃ ⁻ iniciales	kg N-NO ₃ ⁻ ha ⁻¹	28,9	41,5	67,5	54,9
Agua a capacidad de campo	mm mm ⁻¹	0,1	0,1	0,2	0,2
Contenido hídrico inicial	mm mm ⁻¹	0,1	0,1	0,1	0,2
Contenido hídrico a 15 bares	mm mm ⁻¹	0,1	0,1	0,1	0,1
Manejo y Cultivo					
Inicio de la corrida	dia/mes	05-sep	05-sep	05-sep	05-sep
Cultivo	maíz				
Rendimiento por tratamiento	T ha ⁻¹	7,9	7,4	14,3	11,1
Rendimiento en año húmedo	T ha ⁻¹	8,1	7,4	14,8	13,6
Rendimiento en año promedio	T ha ⁻¹	7,9	7,4	14,6	12,4
Fecha de siembra	mes/día	20-sep	20-sep	20-sep	20-sep
Fecha de cosecha	mes/día	22-mar	22-mar	22-mar	22-mar
Cobertura pre-siembra	%	80	80	85	85
Cobertura pos-cosecha	%	90	90	95	95
Cultivo antecesor		soja	soja	soja	soja
Secuencia de rotación		maíz - trigo/soja - soja			
Riego y Manejo del N					
Riego	si/no	no	no	no	no
Rastrojo antecesor (soja)	T ha ⁻¹	6,6	6,6	10,2	10,2
Dosis de N	kg ha ⁻¹	64,4	115,0	128,8	115,0

BP: zonas de baja productividad, AP: zonas de alta productividad, MSE: manejo sitio-específico, MU: manejo uniforme de N.

Tabla A. 8: Información de ingreso para realizar la corrida con el modelo NLEAP, por tratamiento para el lote BL13 del año 2.

		BP-MSE	BP-MU	AP-MSE	AP-MU
Serie y textura superficial		franco arenoso		franco	
Grupo hidrológico		A	A	A	A
Clase de drenaje		excesiva		buena	
Posición del paisaje		loma		bajo	
Capa del suelo de 0-30 cm					
Materia orgánica	%	1,7	1,7	3,8	3,8
pH		5,3	5,3	5,8	5,8
CIC	Meq 100g ⁻¹	13,9	13,9	17,4	17,4
Dap	g cm ⁻³	1,5	1,5	1,3	1,3
N-NO ₃ ⁻ iniciales	kg N-NO ₃ ⁻ ha ⁻¹	23,1	26,7	70,5	69,4
Capacidad de campo	mm mm ⁻¹	0,11	0,11	0,2	0,2
Contenido hídrico inicial	mm mm ⁻¹	0,14	0,12	0,22	0,17
Contenido hídrico a 15 bares	mm mm ⁻¹	0,04	0,04	0,1	0,1
Capa del suelo 30-150 cm					
Dap	g cm ⁻³	1,4	1,4	1,5	1,5
N-NO ₃ ⁻ iniciales	kg N-NO ₃ ⁻ ha ⁻¹	16,2	48,6	33,2	56,8
Agua a capacidad de campo	mm mm ⁻¹	0,12	0,12	0,2	0,2
Contenido hídrico inicial	mm mm ⁻¹	0,10	0,09	0,19	0,16
Contenido hídrico a 15 bares	mm mm ⁻¹	0,05	0,05	0,1	0,1
Manejo y Cultivo					
Inicio de la corrida	día/mes	20-sep	20-sep	20-sep	20-sep
Cultivo	maíz				
Rendimiento por tratamiento	T ha ⁻¹	8,2	7,4	14,1	10,7
Rendimiento en año húmedo	T ha ⁻¹	8,2	7,4	14,6	11,2
Rendimiento en año promedio	T ha ⁻¹	8,1	7,4	14,4	11,0
Fecha de siembra	mes/día	22-sep	22-sep	22-sep	22-sep
Fecha de cosecha	mes/día	28-mar	28-mar	28-mar	28-mar
Cobertura pre-siembra	%	80	80	85	85
Cobertura pos-cosecha	%	90	90	95	95
Cultivo antecesor		soja	soja	soja	soja
Secuencia de rotación		maíz - trigo/soja – soja			
Riego y Manejo del N					
Riego	si/no	no	no	No	no
Rastrojo antecesor (soja)	T ha ⁻¹	5,9	5,9	10,6	10,6
Dosis de N	kg ha ⁻¹	50,6	105,8	133,4	105,8

BP: zonas de baja productividad, AP: zonas de alta productividad, MSE: manejo sitio-específico, MU: manejo uniforme de N.

Tabla A. 9: Información de ingreso para realizar la corrida con el modelo NLEAP, por tratamiento para el lote BL15 del año 2.

		BP-MSE	BP-MU	AP-MSE	AP-MU
Serie y textura superficial		franco arenoso		franco	
Grupo hidrológico		A	A	A	A
Clase de drenaje		excesiva		buena	
Posición del paisaje		loma		bajo	
Capa del suelo de 0-30 cm					
Materia orgánica	%	1,8	1,8	3,8	3,8
pH		5,3	5,3	5,8	5,8
CIC	meq 100g ⁻¹	13,9	13,9	17,4	17,4
Dap	g cm ⁻³	1,5	1,5	1,3	1,3
N-NO ₃ ⁻ iniciales	kg N-NO ₃ ⁻ ha ⁻¹	30,9	31,8	64,7	50,6
Capacidad de campo	mm mm ⁻¹	0,11	0,11	0,2	0,2
Contenido hídrico inicial	mm mm ⁻¹	0,16	0,13	0,16	0,19
Contenido hídrico a 15 bares	mm mm ⁻¹	0,04	0,04	0,1	0,1
Capa del suelo 30-150 cm					
Dap	g cm ⁻³	1,4	1,4	1,5	1,5
N-NO ₃ ⁻ iniciales	kg N-NO ₃ ⁻ ha ⁻¹	50,0	32,2	51,9	53,8
Agua a capacidad de campo	mm mm ⁻¹	0,1	0,1	0,2	0,2
Contenido hídrico inicial	mm mm ⁻¹	0,1	0,1	0,1	0,1
Contenido hídrico a 15 bares	mm mm ⁻¹	0,1	0,1	0,1	0,1
Manejo y Cultivo					
Inicio de la corrida	día/mes	24-sep	24-sep	24-sep	24-sep
Cultivo	maíz				
Rendimiento por tratamiento	T ha ⁻¹	8,5	7,5	13,4	12,2
Rendimiento en año húmedo	T ha ⁻¹	8,5	7,9	13,9	12,6
Rendimiento en año promedio	T ha ⁻¹	8,5	7,7	13,7	12,4
Fecha de siembra	mes/día	30-sep	30-sep	30-sep	30-sep
Fecha de cosecha	mes/día	23-sep	23-sep	23-sep	23-sep
Cobertura pre-siembra	%	80	80	85	85
Cobertura pos-cosecha	%	90	90	95	95
Cultivo antecesor		soja	soja	soja	soja
Secuencia de rotación		maíz - trigo/soja - soja			
Riego y Manejo del N					
Riego	si/no	no	no	no	no
Rastrojo antecesor (soja)	ton ha ⁻¹	8,6	8,6	10,1	10,1
Dosis de N	kg ha ⁻¹	50,6	82,8	119,6	82,8

BP: zonas de baja productividad, AP: zonas de alta productividad, MSE: manejo sitio-específico, MU: manejo uniforme de N.

Tabla A. 10: Precipitaciones mensuales (mm) por campaña correspondientes a los años húmedos, promedios y secos, seleccionados para correr el modelo NLEAP.

Tipo de año	Campañas	S	O	N	D	E	F	M	Total ciclo
		----- mm -----							
Seco	1994-1995	23	98	35	121	116	20	73	486
Seco	2003-2004	0	36	58	135	174	40	77	520
Seco	2005-2006	49	47,4	115,4	23,8	134,8	66	107,6	544
Seco	2007-2008	92	55,8	76,4	32,6	82,8	153,2	109	601,8
Húmedo	1990-1991	45,2	155	102,2	190,1	117,4	182	146,5	938,4
Húmedo	1997-1998	45	211,2	128	241	143	165	72	1005,2
Húmedo	2000-2001	48	179	201	120	191,2	63	225	1027,2
Húmedo	2002-2003	14	220	164	243	35	240	160	1076
Promedio	1992-1993	64	193	121	103,8	152	0	145	778,8
Promedio	1995-1996	22	148	105	91	90	200	45	701
Promedio	1999-2000	18	124	168	113	150	168	157	898
Promedio	2004-2005	0	81	66	132,2	209,6	49,6	173,4	711,8

Tabla A. 11: Temperaturas mensuales (° C) por campaña correspondientes a los años húmedos, promedios y secos, seleccionados para correr el modelo NLEAP.

Tipo de año	Campañas	S	O	N	D	E	F	M
		----- ° C -----						
Seco	1994-1995	14,0	15,6	19,6	24,5	21,8	20,9	20,1
Seco	2003-2004	13,7	18,2	19,7	20,6	23,5	21,0	21,9
Seco	2005-2006	12,1	15,4	20,3	20,6	23,3	21,9	18,7
Seco	2007-2008	15,1	17,1	17,9	21,6	23,4	22,5	20,3
Húmedo	1990-1991	14,5	15,0	18,9	21,5	22,9	22,7	21,6
Húmedo	1997-1998	13,3	15,8	19,1	20,5	21,5	19,9	18,4
Húmedo	2000-2001	13,2	16,1	17,8	22,0	23,8	24,0	21,3
Húmedo	2002-2003	13,7	17,7	20,1	21,2	23,6	21,6	20,8
Promedio	1992-1993	13,1	16,3	17,4	21,3	23,6	21,3	21,6
Promedio	1995-1996	14,1	15,7	20,3	23,6	23,0	21,5	21,2
Promedio	1999-2000	14,3	16,1	19,5	22,1	24,3	22,8	19,5
Promedio	2004-2005	14,3	16,0	18,9	21,9	22,8	22,5	19,3

Tabla A. 12: Eventos de lluvia (días) por campaña correspondientes a los años húmedos, promedios y secos, seleccionados para correr el modelo NLEAP.

Tipo de año	Campañas	S	O	N	D	E	F	M
		----- días -----						
Seco	1994-1995	4	10	7	8	8	10	6
Seco	2003-2004	8	15	9	7	7	6	11
Seco	2005-2006	6	9	10	9	8	7	14
Seco	2007-2008	5	11	8	7	7	8	18
Húmedo	1990-1991	7	9	8	9	7	9	6
Húmedo	1997-1998	10	3	7	7	6	6	8
Húmedo	2000-2001	3	6	8	9	6	8	5
Húmedo	2002-2003	6	4	8	7	6	8	7
Promedio	1992-1993	4	9	7	7	6	5	6
Promedio	1995-1996	0	8	8	10	7	4	3
Promedio	1999-2000	5	5	9	7	9	2	8
Promedio	2004-2005	5	5	3	3	8	6	6

Tabla A. 13: Coeficientes de correlación de Pearson (por debajo de la diagonal principal) y valores de p (por encima de la diagonal principal) para las potenciales variables predictoras del N residual de la grilla según MU de N.

	Cota	Rendimiento	BT	arena	arcilla	limo	Nmin	N inicial	Ndisp	Lam S	Lam C	N grano	N vegetal	Cox	EUA	EUtN	EAbsN	EUNg	EUNbt	MO	CAD
Cota	1,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0
Rendimiento	-0,9	1,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Biomasa Total	-0,8	0,9	1,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	1,0	0,0	0,8	0,0	0,0
arena	0,8	-0,7	-0,7	1,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,8	0,1	0,0	0,0
arcilla	-0,3	0,3	0,3	-0,5	1,0	0,6	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,9	0,5	0,2	0,5	0,0	0,0	0,9	0,4	0,2	0,1
limo	-0,7	0,6	0,6	-0,8	0,1	1,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,3	0,8	0,3	0,0	0,0
Nmin	-0,9	0,8	0,7	-0,7	0,3	0,6	1,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0
N inicial	-0,3	0,4	0,3	-0,3	0,3	0,1	0,1	1,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,7	0,1	0,2	0,2	0,5	0,0	0,7	0,5
Ndisp	-0,9	0,9	0,7	-0,8	0,3	0,6	0,9	0,6	1,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0
Lam S	-0,8	0,7	0,7	-0,8	0,4	0,7	0,8	0,3	0,8	1,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0
Lam C	-0,8	0,6	0,7	-0,9	0,2	0,7	0,7	0,4	0,8	0,8	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,3	0,1	0,0	0,0
Ngrano	-0,4	0,5	0,6	-0,4	0,0	0,5	0,2	0,3	0,3	0,4	0,4	1,0	0,0	0,5	0,0	0,1	0,0	0,0	0,4	0,6	0,1
N vegetal	-0,4	0,6	0,7	-0,4	-0,1	0,4	0,3	0,2	0,4	0,3	0,4	0,7	1,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,3	0,1
Cox	-0,8	0,7	0,6	-0,6	0,2	0,6	0,9	0,1	0,8	0,7	0,7	0,1	0,2	1,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0
EUA	-0,8	0,8	0,9	-0,7	0,1	0,6	0,7	0,4	0,8	0,6	0,8	0,6	0,7	0,6	1,0	0,7	0,8	0,3	0,5	0,0	0,0
EUtN	-0,5	0,4	0,2	-0,3	0,5	0,2	0,5	0,2	0,5	0,5	0,3	-0,3	-0,5	0,5	0,1	1,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0
EAbsN	0,4	-0,1	0,0	0,4	-0,4	-0,2	-0,5	-0,2	-0,5	-0,5	-0,4	0,4	0,6	-0,6	-0,1	-0,8	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
EUNg	0,0	0,4	0,5	0,1	0,0	0,0	-0,1	-0,1	-0,1	-0,1	-0,2	0,4	0,5	-0,2	0,2	-0,1	0,6	1,0	0,0	0,4	0,8
EUNbt	0,5	-0,4	0,0	0,3	-0,2	-0,2	-0,5	-0,5	-0,6	-0,4	-0,3	0,2	0,1	-0,5	-0,1	-0,6	0,6	0,4	1,0	0,0	0,0
MO	-0,8	0,6	0,6	-0,6	0,2	0,5	0,9	0,1	0,8	0,7	0,7	0,1	0,2	1,0	0,6	0,5	-0,6	-0,2	-0,5	1,0	0,0
CAD	-0,9	0,8	0,7	-0,9	0,3	0,8	0,9	0,1	0,8	0,9	0,8	0,3	0,3	0,9	0,7	0,4	-0,5	-0,1	-0,4	0,9	1,0

Tabla A. 14: Coeficientes de correlación de Pearson (por debajo de la diagonal principal) y valores de p (por encima de la diagonal principal) de las potenciales variables predictoras del N residual de la grilla según MSE de N.

	Cota	Rendimiento	BTot	arena	arcilla	limo	Cox	Nmin	N inicial	N disp	Lam S	Lam C	N grano	N vegetal	Cox	EUA	EUtN	EAbsN	EUNg	EUNbt	MO	CAD
Cota	1,0	0,0	0,0	0,1	0,8	0,1	1,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,1	0,9	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Rendimiento	-0,5	1,0	0,0	0,5	0,9	0,8	0,8	0,0	0,5	0,0	0,5	0,8	0,0	0,0	0,2	0,0	0,1	0,6	0,1	0,3	0,2	0,1
Biomasa Tot	-0,5	0,9	1,0	0,3	0,4	0,8	0,9	0,0	0,7	0,0	0,6	0,4	0,0	0,0	0,2	0,0	0,4	0,5	0,1	0,9	0,2	0,1
arena	0,4	-0,1	-0,2	1,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,9	0,0	0,0	0,3	0,2	0,2	0,0	0,9	0,5	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0
arcilla	0,0	0,0	0,2	-0,5	1,0	0,9	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,6	0,4	0,2	0,2	0,7	0,1	0,5	0,1	0,3	0,2	0,2
limo	-0,3	0,0	0,1	-0,8	0,0	1,0	0,6	0,1	0,3	0,1	0,0	0,5	0,5	0,6	0,1	0,6	0,6	0,3	0,1	0,3	0,1	0,0
Cox	0,0	-0,1	0,0	-0,3	0,3	0,1	1,0	0,0	0,6	0,1	0,1	0,6	0,4	0,5	0,0	0,7	0,3	0,3	0,1	0,2	0,0	0,1
Nmin	-0,8	0,4	0,4	-0,5	0,3	0,4	0,4	1,0	0,8	0,0	0,0	0,3	0,3	0,1	0,0	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N inicial	0,1	0,1	0,1	0,0	0,4	-0,2	0,1	-0,1	1,0	0,1	0,8	0,3	0,5	0,2	0,7	0,8	0,5	0,6	0,3	0,1	0,6	0,4
N disp	-0,8	0,5	0,5	-0,5	0,3	0,3	0,3	0,9	0,3	1,0	0,0	0,4	0,2	0,0	0,0	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Lam S	-0,5	0,1	0,1	-0,7	0,2	0,7	0,3	0,5	-0,1	0,5	1,0	0,2	0,8	0,4	0,0	0,7	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Lam C	-0,3	0,1	0,2	-0,2	0,1	0,1	-0,1	0,2	-0,2	0,2	0,3	1,0	0,9	0,6	0,4	0,0	0,9	0,7	0,7	0,8	0,4	0,1
N grano	0,0	0,5	0,6	-0,3	0,2	0,1	0,2	0,2	0,1	0,2	0,0	0,0	1,0	0,0	0,5	0,0	0,2	0,1	0,3	0,2	0,5	0,3
N vegetal	-0,2	0,8	0,8	-0,2	0,3	0,1	0,1	0,3	0,2	0,4	0,2	0,1	0,6	1,0	0,3	0,0	0,1	0,0	0,1	0,6	0,3	0,3
Cox	-0,6	0,2	0,3	-0,4	0,2	0,3	0,7	0,9	-0,1	0,7	0,5	0,2	0,1	0,2	1,0	0,4	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
EUA	-0,4	0,7	0,9	0,0	0,1	-0,1	-0,1	0,3	-0,1	0,3	-0,1	0,5	0,5	0,6	0,2	1,0	0,4	0,3	0,1	0,3	0,3	0,4
EUtN	-0,5	0,3	0,2	0,1	-0,3	-0,1	-0,2	0,2	-0,1	0,2	0,0	0,0	-0,2	-0,3	0,1	0,2	1,0	0,0	0,8	0,1	0,5	0,4
EAbsN	0,7	0,1	0,1	0,3	-0,1	-0,2	-0,2	-0,7	-0,1	-0,7	-0,4	-0,1	0,3	0,4	-0,6	0,2	-0,5	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
EUNg	0,4	0,3	0,3	0,4	-0,3	-0,3	-0,3	-0,6	-0,2	-0,6	-0,5	-0,1	0,2	0,3	-0,6	0,3	0,1	0,8	1,0	0,0	0,0	0,0
EUNbt	0,6	-0,2	0,0	0,3	-0,2	-0,2	-0,3	-0,7	-0,3	-0,8	-0,5	0,1	0,3	-0,1	-0,6	0,2	-0,3	0,7	0,7	1,0	0,0	0,0
MO	-0,6	0,2	0,3	-0,4	0,2	0,3	0,7	0,9	-0,1	0,7	0,5	0,2	0,1	0,2	1,0	0,2	0,1	-0,6	-0,6	-0,6	1,0	0,0
CAD	-0,7	0,3	0,3	-0,8	0,2	0,8	0,3	0,8	-0,2	0,7	0,7	0,3	0,2	0,2	0,7	0,2	0,1	-0,5	-0,5	-0,5	0,7	1,0

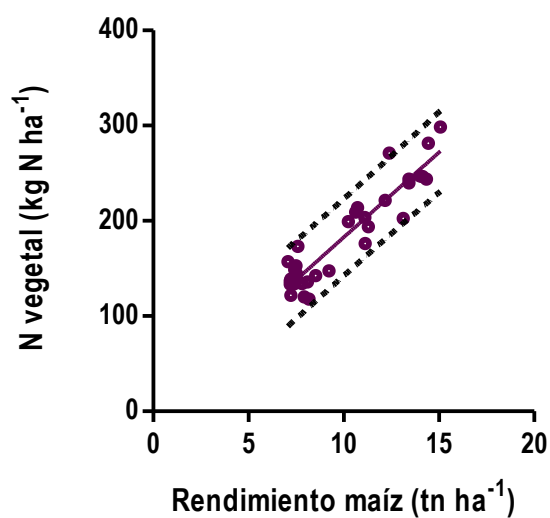


Figura A. 1: N vegetal (kg N ha^{-1}) y Rendimiento en grano del maíz (tn MS ha^{-1}). Línea negra indica recta de mejor ajuste estimada por mínimos cuadrados ($y = 17,8x + 4,3$; $r^2=0,9$ y $p=0,002$). Líneas punteadas indican intervalos de predicción (95 % de confianza).

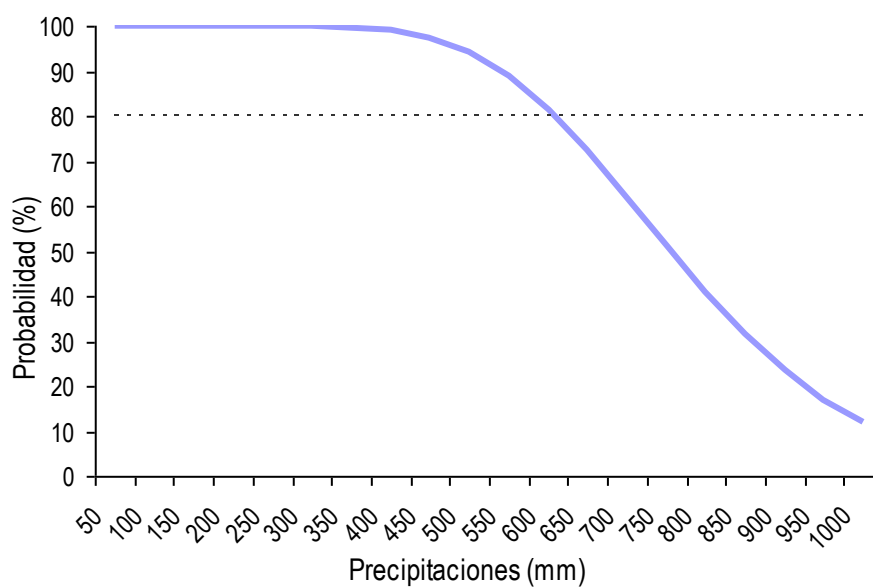


Figura A. 2: Probabilidad de ocurrencia de precipitaciones durante el ciclo del cultivo de maíz (septiembre-marzo) según serie histórica (1970-2012). Línea punteada indica probabilidad del 80 %.